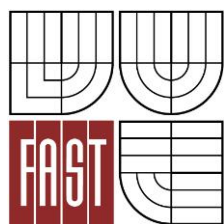




VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA STAVEBNÍ
ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ KRAJINY

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING
INSTITUTE OF LANDSCAPE WATER MANAGEMENT

ČISTÍCÍ ÚČINNOST VERTIKÁLNÍCH KOŘENOVÝCH FILTRŮ

CLEANING EFFICIENCY OF VERTICAL ROOT FILTERS

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE
BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE
AUTHOR

JAN OPLETAL

VEDOUcí PRÁCE
SUPERVISOR

Ing. MICHAL KRIŠKA, Ph.D.

BRNO 2014



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program B3607 Stavební inženýrství
Typ studijního programu Bakalářský studijní program s prezenční formou studia
Studijní obor 3647R015 Vodní hospodářství a vodní stavby
Pracoviště Ústav vodního hospodářství krajiny

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Student Jan Opletal

Název Čistící účinnost vertikálních kořenových filtrů

Vedoucí bakalářské práce Ing. Michal Křiška, Ph.D.

Datum zadání bakalářské práce 30. 11. 2013

Datum odevzdání bakalářské práce 30. 5. 2014

V Brně dne 30. 11. 2013

.....
prof. Ing. Miloš Starý, CSc.
Vedoucí ústavu

.....
prof. Ing. Rostislav Drochytka, CSc., MBA
Děkan Fakulty stavební VUT

Podklady a literatura

- 1) ČSN 12566-1
- 2) ŠÁLEK, J., TLAPÁK, V.: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod, Praha 2006, 283 s., ISBN 80-86769-74-7
- 3) ŠÁLEK, J., ŽÁKOVÁ, Z., HRNČÍŘ, P.: Přírodní čištění a využívání vody Brno: ERA, 115 s. ISBN 978-80-7366-125-0
- 4) VYMAZAL, J. a KRÖPFELOVÁ, L.: Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. 1998, Springer, Dordrecht, Nizozemí, 576 s.
- 5) databáze www.sciencedirect.com

Zásady pro vypracování

Student provede literární rešerši v problematice různých typů a uspořádání filtrů pro kořenové čistírny odpadních vod. Na vybrané kořenové čistírně provede vlastní pozorování, zaměřené na vyhodnocení několika vybraných parametrů (CHSK, NH₄, ORP, FNU). V rámci práce bude vlastní měření zpracováno a vyhodnoceno.

Předepsané přílohy

.....
Ing. Michal Křiška, Ph.D.
Vedoucí bakalářské práce

Abstrakt

Cílem této práce bylo zjištění čistící účinnosti vertikálních kořenových filtrů. Z analýzy dat kořenové čistírny v Kotečicích jsem došel k závěru, vertikální pulzně skrápěný kořenový filtr dosahuje nejlepších výsledků v odstranění znečištění z odpadní vody. Jedinou jeho nevýhodou byl slabý průběh denitrifikace. Vertikální filtr byl srovnáván se sérií horizontálního a vertikálního kontinuálně protékaného filtru, které sice nemohly konkurovat vertikálnímu filtru ale i přesto účinně odstraňovaly znečištění. Série horizontálního a vertikálního plně nasyceného kontinuálně protékaného filtru dosáhla nízké čistící schopnosti.

Klíčová slova

Kořenová čistírna, vertikální, dusík, účinnost

Abstract

The aim of this thesis was a survey about efectivity of vertical flow constructed wetlands. I find out, that vertical inttermitently flooded constructed wetland proved to be the most effecicient in pollution removal, based on data analysis form constructed wetland treatment plant in Kotečice. The only disadvantage was weak denitrification process. Vertical filter was compared with series of horizontal and vertical continuosly flowed constructed wetland. Combination of horizontal and vertical filter was efficient enough to treat waste water, but it cannot be compared with vertical intermittently floded filter. Series of horozontal and vertical fully flooded constructed wetland had a low treatment efficiency.

Keywords

Constructed wetland, vertical, nitrogen, efficiency

Bibliografická citace VŠKP

Jan Opletal *Čistící účinnost vertikálních kořenových filtrů*. Brno, 2014. 53 s., 53 s. příl.
Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního
hospodářství krajiny. Vedoucí práce Ing. Michal Kříška, Ph.D.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci zpracoval(a) samostatně a že jsem uvedl(a) všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 30.5.2014

.....
podpis autora
Jan Opletal

Poděkování

Tímto bych chtěl poděkovat vedoucímu mé bakalářské práce Ing. Michalu Kříškovi, Ph.D. za obrovskou obětavost a vstřícnost. Od vstřícného přístupu při domluvě konzultací bakalářské práce, pomoci při korekturách bakalářské práce během konzultací, poskytnutí těžko dostupných materiálů týkajících se problematiky kořenové čistírny a poskytnutí cenných informací o kořenových čistírnách a jejich provozu v praxi během odborných rozprav.

Výzkumné práce v provozním prostředí na ČOV Kotečnice byly realizovány za podpory projektu MPO TIP FR-TI3/778 s názvem „BIOSTREAM“ - Čištění odpadních vod v integrovaném biotechnologickém systému.

OBSAH

OBSAH.....	7
1 Úvod.....	9
2 Cíle Práce.....	11
3 problematika kořenových čistíren.....	12
3.1 Mechanické předčištění.....	12
3.2 Konstrukce kořenových filtrů.....	13
3.2.1 Horizontálně protékané kořenové čistírny odpadních vod.....	13
3.2.2 Vertikálně protékané čistírny odpadních vod.....	15
3.2.3 Hybridní-KČOV II. generace.....	16
3.3 Rostliny v kořenových čistírnách.....	16
3.4 Kolmatace a její příčiny.....	19
3.5 Druhy odpadních vod pro KČOV.....	19
3.6 Čistící procesy ve filtračním prostředí kořenových čistíren.....	20
3.6.1 Odstranění nerozpuštěných látek.....	20
3.6.2 Odstranění organických látek.....	20
3.6.3 Odstranění fosforu.....	21
3.6.4 Odstranění bakterií.....	21
3.6.5 Odstranění těžkých kovů:.....	21
4 Bilance dusíku v kořenovém filtru.....	23
4.1 Dusík ve splaškové vodě.....	23
4.2 Procesy odstraňování dusíku v kořenových čistírnách.....	25
4.2.1 Amonifikace.....	25
4.2.2 Nitrifikace.....	25
4.2.3 Denitrifikace.....	26
4.2.4 Asimilace dusíku bakteriemi.....	26
4.2.5. Asimilace dusíku rostlinami.....	27
4.3 Oxidačně-redoxní potenciál.....	27
4.3.1 Vliv pH na redoxní reakce.....	28
4.4 Bilance dusíku v horizontálně protékaných filtrech.....	29
5 Metodika měření.....	32
5.1 Zařízení použita pro měření:.....	35
5.2 Postup měření:.....	35

6	Výsledky	37
7	Diskuze	42
8	Závěr	47
9	Seznam použitých zdrojů.....	48
9.1	Normy.....	48
9.2	Literatura	48
9.3	Internetové zdroje	51
10	Seznam použitých zkratek a symbolů.....	53

1 ÚVOD

Vertikální kořenové filtry se zejména v zahraničí uplatňují jako součást čistícího systému založeného na přirozených způsobech čištění. V České republice se vertikální kořenové čistírny dosud neprojektují, přestože by podle zahraničních zkušeností měly dosahovat lepších čistících účinků.

Kořenové čistírny odpadních vod patří mezi přírodní čistírny. „Přírodní čistírny“ proto, že k odstraňování látek znečišťujících vodu je využíváno přirozených biochemických procesů, které běžně probíhají ve vodním a mokřadním prostředí. Kořenová čistírna je de facto uměle vytvořený mokřadní systém, který využívá samočistící vlastnosti mokřadů k odstranění odpadní vody. (Wu a kol., 2014).

Kořenové čistírny jsou využívány pro čištění odpadních vod od šedesátých let 20. Století. V mnoha případech však šlo spíše o pouhé vypouštění než čištění odpadních vod. Hlavním důvodem byl fakt, že mokřady byly až do 60. let minulého století považovány za bezcenné biotopy. Nekontrolované vypouštění odpadních vod dokonce v mnoha případech způsobilo nevratné poškození celé řady mokřadů.

Tato situace se ovšem změnila a kořenové čistírny odpadních vod (KČOV) se během posledních dvou desetiletí staly oblíbeným způsobem čištění odpadních vod. To především v malých obcích vyspělých evropských zemí.

Zájem o malé čistírny roste především u majitelů rodinných domků. Tento zvýšený zájem je zapříčiněn hlavně stoupajícím množstvím lidí, kteří chtějí řešit likvidaci svých odpadních vod ekologičtěji. Často si ale neuvědomují, že ekologičnost čistírny spočívá zejména v odtokových koncentracích vyčištěné odpadní vody, která v případě špatného návrhu nebo provozování může výrazně zhoršit kvalitu vody v recipientu. Tematika kořenových čistíren v České republice je rozdělena na dvě názorové skupiny. První skupinu tvoří projektanti kořenových čistíren, propagátoři, ekologové, zahradní architekti a stavební firmy zaměřené na vodohospodářskou výstavbu. Druhou stranou je skupina odpůrců, která se snaží prosazovat pouze čistírny založené na aktivačním procesu. Jsou to v podstatě všichni výrobci balených domovních čistíren a projektanti čistíren založených na intenzivních čistících procesech.

Obě skupiny mají částečně pravdu. Kořenovou čistírnu protože lze navrhnout a provozovat tak, že splňuje požadované odtokové parametry. Špatný návrh upořádání ovšem vede k jejímu postupnému zakolmatování a snížení čistící účinnosti až k nulovým hodnotám.

Někteří autoři v níže citované literatuře uvádí, že obliba kořenových čistíren vzešla z dobré účinnosti při odstraňování organických a nerozpuštěných látek při velice nízkých provozních nákladech. Kořenové čistírny totiž pracují bez elektrické energie a prakticky bez jakýchkoliv mechanických součástí. Mezi argumenty propagátorů patří také fakty, že kořenové čistírny nepřispívají ke kyselým deštům, ozonové díře, globálnímu oteplování Země a celkově šetří životní prostředí.

Reálné provozní zkušenosti nicméně prokazují, že kořenové čistírny při používaném uspořádání nejsou s dostatečnou spolehlivostí schopny plnění deklarovaných parametrů. Jedinou možnou cestou jsou vertikální skrápěné filtry, které nejsou provozovány s kontinuálním přítokem, ale jsou zatěžovány nepravidelně. V literatuře je tento přítok nazýván impulzním napouštěním.

2 CÍLE PRÁCE

Hlavním cílem bakalářské práce je porovnání rozdílů mezi v České republice používaných kořenových čistíren s horizontálním průtokem a neprovozovaných kořenových čistíren s vertikálními skrápěnými filtry, které se jeví jako vhodná alternativa. Jedinou, v současné době, testovanou kořenovou čistírnou je čistírna v obci Kotečnice (okres Příbram). Důležitou částí bakalářské práce je zpracování literární rešerše, převážně ze zahraničních zdrojů, jelikož v České republice s vertikálními filtry není dostatek zkušeností. Další částí bakalářské práce je vlastní měření několika vybraných parametrů na uvedené čistírně v Kotečnicích, kde jsou uvedeny 4 samostatné toky a různá uspořádání celkem třinácti filtračních polí. Předpokládaný výsledek bakalářské práce je prokázání vyšší účinnosti vertikálních filtrů.

3 PROBLEMATIKA KOŘENOVÝCH ČISTÍREN

Jak bylo uvedené v předchozí kapitole, systémy kořenových čistíren řadíme do dvou hlavních kategorií: horizontální kořenové čistírny a vertikální kořenové čistírny.

Rozdělení horizontálních kořenových čistíren:

- Horizontální kořenová čistírna s povrchovým průtokem
- Horizontální kořenová čistírna s podpovrchovým průtokem

Rozdělení vertikálních kořenových čistíren:

- Sestupný tok s kontinuálním nebo diskontinuálním provozem a s nasyceným filtrem
- Sestupný tok s kontinuálním nebo diskontinuálním provozem a s nenasyceným filtrem
- Vzestupný tok s kontinuálním či diskontinuálním nátokem s plně nasyceným filtrem

Kořenová čistírna odpadních vod se jako celek skládá z několika na sebe navazujících částí. Na přítoku se v případě jednotné kanalizace nachází odlehčovací komora. Za odlehčovací komorou navazují jemné česle s případným lapákem písku. Na lapák písku je dále napojena usazovací nádrž, která ukončuje mechanické předčištění. Běžně se za usazovací nádrží nachází již samotné filtrační pole, na které je většinou napojeno terciální dočištění ve formě stabilizační nádrže.

3.1 Mechanické předčištění

Jelikož filtrační pole kořenové čistírny je tvořeno jemným pórovitým materiálem, je z důvodu prevence nutno vždy před samotnou kořenovou čistírnu umístit mechanický stupeň čištění odpadních, kterých zadrží co možná největší množství nerozpuštěných látek. Tento požadavek vyplývá ze skutečnosti, že v odpadní vodě přitékající na kořenovou čistírnu odpadních vod (dále KČOV) může být až 1/3 mechanicky usaditelných látek, které by při vyšších koncentracích ucpávaly filtrační materiál a způsobovaly by jev zvaný kolmatace (Šálek, 2008), jehož problematika je řešena dále v textu. Volba mechanického předčištění se odvíjí od celkového zatížení kořenové čistírny odpadních vod. Jak uvádí literatura (Vymazal, 2009), pro domovní systémy navrhované velikosti 5-10 EO je

dostačující umístit septik. Jako nejvhodnější řešení uvádí profesor Vymazal použití septiku SL (septik II. generace). Návrhové parametry septiku řeší ČSN EN 12566-1 (ČSN 756404): Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel - Část 1: Prefabrikované septiky. Obecně je vhodné navrhovat septiky tak, aby byla snížena potřeba vyvážení usazeného kalu a bylo zajištěno kvalitní předčištění usazování a rozklad organických látek v anaerobním prostředí. Mechanické předčištění provozované pro vyšší počty obyvatel se většinou skládá z česlí, lapáku písku a šterbinové usazovací nádrže. Zkušenosti z provozu kořenových čistíren zapojených za šterbinovou usazovací nádrží vykazují výraznou citlivost na provoz nádrže, jsou velice náchylné na zvýšení průtoků. Pokud není šterbina čištěna nebo se včas nádrž neodkaluje, dochází okamžitě k vyplavování kalů na filtrační pole. Obdobně, pokud je průtok vyšší než normové hodnoty doby zdržení odpadní vody 2-4 hodiny, dochází k nedostatečnému usazování a taktéž k ucpaní filtračního materiálu. Legislativní podklady v České republice (ČSN 75 6402) doporučují návrh septiků do 500 EO, větší septiky jsou investičně náročnější záležitostí.

3.2 Konstrukce kořenových filtrů

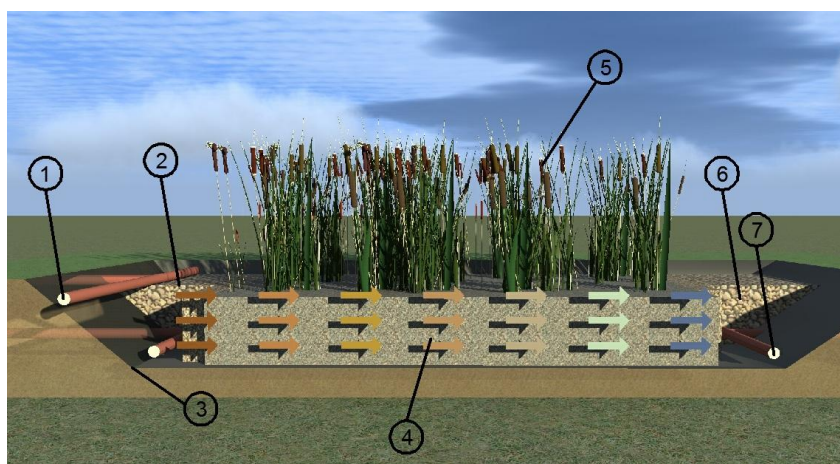
Za mechanickým stupněm čištění je v sériovém uspořádání napojen hlavní čistící stupeň – kořenový filtr, který je tvořen zemní jámkou izolovanou od podloží, filtračním materiálem a vegetačním doprovodem.

Podstatný vliv na finální uspořádání kořenové čistírny má volba materiálu filtračního lože. Hlavní sledované vlastnosti u filtračních materiálů jsou: zrnitostní složení, pórovitost, hydraulická vodivost, cena a dostupnost. U horizontálně protékané kořenové čistírny odpadních vod jsou důležité zejména hydraulická vodivost a pórovitost, které ovlivňují celkový objem filtrační náplně. Nejběžnější materiály volené pro filtry KČOV jsou písky, říční šterkopísky, šterk, lomové drcené kamenivo, či vysokopecní struska (Šálek a kol., 2008)

3.2.1 Horizontálně protékané kořenové čistírny odpadních vod

Kořenová čistírna je v podstatě vodotěsná nádrž, u které je na jednom konci situován nátok s distribuční zónou pro rovnoměrné rozvedení vody do filtračního lože a na druhé straně (na dně v odtokové části) se nachází sběrná drenáž ústící do kontrolní šachty. Celé těleso kořenové čistírny je nejčastěji odizolováno PVC fólií, která je zakryta geotextílií bránící

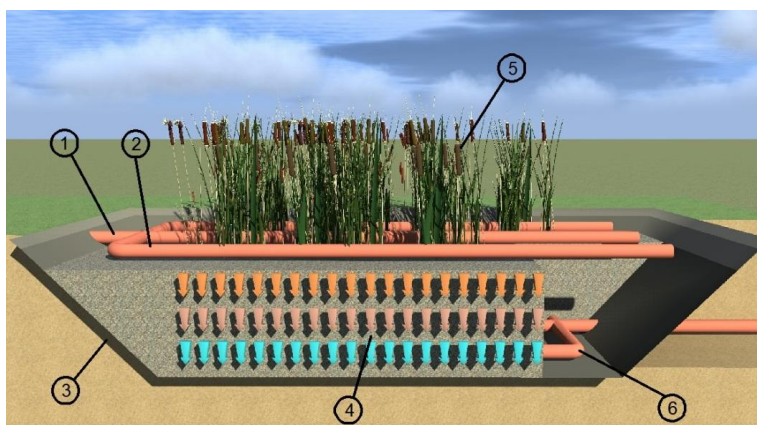
poškození fólie. Distribuční zóna je většinou tvořena z hrubého kameniva frakce 50-200 mm, do které je navedeno potrubí z mechanického předčištění (Vymazal, 2004). Rozměry čistírny by měly být navrhovány v závislosti na kvalitě předčištěné OV a počtu EO. Z mnoha provozních šetření (Šálek a kol., 2008) byla vyvozena optimální délka filtračního lože 8-10 m a návrhová šířka 0,5 m/EO. Hloubka filtračního lože se odvíjí od klimatických poměrů, zvoleného filtračního materiálu a druhu vegetace. Minimální doporučená hodnota je nicméně 0,8 m (Šálek a kol., 2008). Frakce používaná pro filtrační pole byla 8-16 mm, nyní ovšem praxe ukazuje, že při dodržení podmínky dokonalého mechanického předčištění je vhodnější použití jemnozrnějších frakcí. Povrch nádrže i dno se navrhuje vodorovně. Odtoková zóna bývá často konstrukčně shodná s nátokovou zónou. Rozdílem bývá pouze umístění sběrného drénu v nejnižší části filtračního lože. Sběrný drén musí být vodotěsně vyveden do sběrné kontrolní šachty. V revizní šachtici bývá z pravidla osazena nožová stěna zajišťující konstantní hladinu odpadní vody ve filtračním poli. Vhodnějším řešením ve srovnání s nožovou stěnou je osazení flexibilní regulační hadice umožňující jednoduché plynule a přesné nastavení úrovně hladiny. Za nejvhodnější řešení se považuje uplatnění zařízení na automatickou regulaci úrovně hladiny, např. autorsky chráněné řešení – užitný vzor. č. 25544 s názvem „Zařízení pro automatické vypouštění vody po dosažení maximální definované hladiny“, jehož vlastníkem je Vysoké učení technické v Brně (detaily na www.upv.cz).



Obrázek 1 - Horizontálně protékaný kořenový filtr. 1- distribuční potrubí, 2- distribuční zóna, 3 – PVC nepropustná fólie, 4 – filtrační materiál, 5 – vegetace, 6 – odtoková zóna, 7 – sběrná drenáž (autor M. Kříška, upravil J. Opletal).

3.2.2 Vertikálně protékané čistírny odpadních vod

U vertikálních KČOV rozeznáváme dva základní druhy proudění vody: proudění směrem dolů a proudění směrem vzhůru. Konstrukčně se obě varianty liší pouze v umístění rozváděcího a drenážního potrubí.



Obrázek 2 - Horizontálně protékaný kořenový filtr. 1- rozdělovací potrubí, 2- přívádceí potrubí, 3 – PVC nepropustná fólie, 4 – filtrační materiál, 5 – vegetace, 6 – sběrná drenáž (autor M. Kříška, upravil J. Opletal).

Jedním z konstrukčních problémů je vyřešení rovnoměrné distribuce odpadní vody na filtrační lože u KČOV s prouděním směrem dolů. Podle autora (Šálek a kol., 2006) je totiž zapotřebí vytvořit složitější trubicí systém, který je navíc rozdělen na nadzemní a podzemní větve. To proto, aby bylo umožněno fungování filtru i v období s teplotami pod bodem mrazu.

Volba filtračního materiálu a jeho rozložení ve vrstvách filtračního lože také hraje velkou roli. U vertikálního filtru s kontinuálním provozem je dle (Vymazal a kol., 2010) nutno vytvořit distribuční zónu s hrubší frakcí kameniva. Například jako na systému použitým v Třeboni s frakcí 16-32 mm. Ze zkušenosti s provozem kořenových čistíren v Rakousku, byla v Rakousku vydána norma (ÖNORM B 2505), dle které není nutno navrhovat distribuční zónu kameniva. Vertikální filtry s přerušovanou zátopou jsou schopny lépe odolávat kolmataci a je možné u nich použít frakci kameniva 2-4 mm. Bylo nicméně zjištěno, že pokud chceme dosáhnout procesu nitrifikace, je nutno zakomponovat do filtru vrstvu písku s frakcí 0-4 mm (Vymazal a kol., 2010).

V současné době probíhá projekt MPO s pracovním názvem Biostream, který se zaměřuje na výzkum efektivního řešení a uspořádání vertikálních filtrů. V rámci projektu Biostream probíhají výzkumné práce na kořenové čistírně v Kotenčicích, kde je uplatněno revoluční řešení rozdělovacího rozvodného potrubí na povrchu vertikálního filtru. V této bakalářské práci jsou uvedena data naměřená na několika filtrech z projektu Biostream.

3.2.3 Hybridní-KČOV II. generace

Jak horizontální, tak vertikální kořenové čistírny se nestaví pouze o jednom poli. Je nutno je stavět aspoň v páru a zajistit jak kontinuální provoz čistírny (např. při revitalizaci filtračního lože). Hybridní systémy jsou kombinace jednotlivých typů kořenových čistíren uspořádaných tak, aby bylo dosaženo co nejlepšího čistícího účinku. Hybridní systémy a jejich optimalizace jsou v oblasti kořenových čistíren středem výzkumu posledních let.

3.3 Rostliny v kořenových čistírnách

Rostliny stejně jako všechny živé organismy používají k výstavbě svého těla typické prvky. Těmto prvkům se říká makrobiogenní prvky. Mezi makrobiogenní prvky patří uhlík, kyslík, vodík, dusík, fosfor, draslík, síra, vápník a železo. Schopnost rostlin přijímat makrobiogenní prvky je jedním z důvodů proč jsou užívány v kořenových čistírnách. Dalším z důvodů využívání rostlin je jejich kořenový systém rostlin, který je schopen dodávat do filtru kyslík a vytvářet u svých kořenů zónu vhodnou pro růst aerobních mikroorganismů.

Při volbě druhů rostlin je potřeba brát v potaz vliv na systém kořenové čistírny. Užitím rostlin se snažíme dosáhnout stabilizace povrchu filtračního lože, zvýšené poréznosti v tělese čistírny, co nejvyšší absorpce živin rostlinami ze zpracovávané vody, zabránění vzniku zkratových proudů, zvýšení evapotranspirace a příjemného estetického vzhledu (Abou-Elela a kol., 2012). Vzhledem k výše uvedeným požadavkům je nejvýhodnější zvolit rostliny, které žijí v mokřadním prostředí. Dalším kritériem výběru je velikost kořenového systému rostliny. Snažíme se totiž dosáhnout toho, aby kořenový systémem zasahoval do celého objemu KČ, což zajistí dobrou distribuci kyslíku. Dobré prokysličení totiž stimuluje k růstu aerobní mikroby žijící u kořenových systémů. Velikost kořenového systému navíc přímou úměrou ovlivňuje růst nadzemní části rostliny, tzn. i příjem

nutrientů, které je potřeba odstranit. Vliv na výběr rostliny má i její přirozený biotop (Moshiri, 1993).

Mezi rostliny použité na KČ v České republice patří rákos obecný (*Phragmites australis*) a chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) osetý na experimentálním systému v Třeboni (Vymazal a kol., 2010). Dále Orobinec širokolistý a úzkolistý (*Typha latifolia*, *Typha angustifolia*) a Kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) použité na kořenové čistírně odpadních vod v Ondřejově (převzato z internetu [4]).

Rákos obecný (*Phragmites australis*) – jedná se o nejčastěji používanou rostlinu do vegetačních kořenových čistíren vzhledem ke schopnosti mohutného růstu podzemních částí (kořenů a oddenků) až do hloubky 60-70 cm (v příznivých podmínkách až do hloubky 1,5 m). Nadzemní část dosahuje výšky až 4 m (v teplejších oblastech a s dobrou zásobou živin až do výšky 6 m). Rozmnožuje se oddenky, roste velmi rychle a je velmi invazivní. Má tendenci se rozrůstat mimo pole čistírny, může ucpávat drenáž a vytlačuje jiné druhy rostlin, pokud je s nimi kombinován (Šálek a kol., 2008).



Obrázek 3 – Rákos obecný (*Phragmites australis*) (převzato z [3])

Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) – je tráva rostoucí na březích stojatých vod a na mokřích loukách. Její kořenový systém je velmi hustý a zasahuje do hloubky 0,2-0,3 m (za dobrých podmínek i hlouběji), což ji předurčuje spíše k užití v horizontálně protékaném kořenovém systému vzhledem k malým hloubkám v těchto systémech. Nadzemní část rostliny dosahuje výšky 0,6-2 m. V jarních měsících vytváří velmi rychle biomasu a je možno ji kosit dva- až třikrát ročně (Šálek a kol., 2008).



Obrázek 4 - možno ji kosit dva- až třikrát ročně (Šálek a kol., 2008).

Orobinec širokolistý a úzkolistý (*Typha lathifolia*, *Typha angustifolia*) – orobinec je velmi odolná rostlina schopná žít v širokém rozmezí teplot a pH. Orobinec se snadno rozmnožuje výhonky, vytváří hustý kořenový systém dosahující hloubky 0,6 (m) a dorůstá do výšky 1,0-2,5 m (Šálek a kol., 2008). Orobinec je velmi vhodná rostlina pro kořenové čistírny a díky délce kořenů je upřednostňován u vertikálních kořenových čistíren.



Obrázek 5 - Orobinec širokolistý (*Typha lathifolia*) (převzato z [5])

Kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) – je vytrvalá rostlina rostoucí březích stojatých i tekoucích vod, bažin a tůní. Dorůstá výšky 0,5-1,5 (m) a vyhovují ji spíše půdy kyselé a bohaté na dusíkaté látky. Kosatec je pro KČOV volen spíše z estetického hlediska (Šálek a kol., 2008).



Obrázek 6 - Kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*)

3.4 Kolmatace a její příčiny

Kolmatace, nebo také zanášení, je jev vznikající v důsledku nadměrném zatížení filtrační vrstvy usaditelným materiálem. Zamíšení pak vede k výraznému snížení propustnosti materiálu. U vertikálních filtrů se s kolmatací setkáváme daleko častěji než u filtrů horizontálních (Křiška, 2014). U kontinuálně protékaných filtrů je nutno navrhnout takovou plochu, náplň a rostliny, aby byl zajištěn trvalý průtok. I tak je vhodné navrhovat více paralelních jednotek. Kolmatace je problém zejména kontinuálně provozovaných systémů (Šálek a kol., 2008).

3.5 Druhy odpadních vod pro KČOV

Kořenové čistírny byly a pravděpodobně se budou využívány pro čištění domovních a obecních vod do dvou set EO, převážně v případě obcí s jednotným kanalizačním systémem splaškových vod. Výsledky jasně dokazují, že kořenové čistírny jsou úspěšně využívány pro čištění splaškových vod s velkou variabilitou vstupních koncentrací. Zvláště důležitá je skutečnost, že kořenové čistírny lze výhodně použít i v případě velmi nízkých

vstupních koncentrací organických látek, tedy v situaci, kdy klasické čistírny jsou jen velmi obtížně použitelné (Vymazal, 2008)

3.6 Čistící procesy ve filtračním prostředí kořenových čistíren

Čistící procesy se ve filtračním prostředí dělí na procesy fyzikální, fyzikálně-chemické, chemické a biologické. Rozhodující fyzikální procesy jsou filtrace a sedimentace. Podstatné množství suspendovaných látek se zachytí ve svrchních vrstvách půdy, jemné jílnaté a koloidní organické částice pronikají hlouběji.

K hlavním fyzikálně-chemickým procesům patří vazba amoniaku, vápníku, hořčíku, sodíku a draslíku na sorpční komplex půdy. Tyto procesy probíhají pouze v přirozených mokřadech. U kořenových čistíren probíhají pouze při použití speciálních materiálů.

Z chemických procesů se jedná o komplex oxidačních a redukčních pochodů záviselých na obsahu kyslíku. Chemické procesy ve filtračním loži probíhají v součinnosti s procesy biologickými.

Na biologických procesech se ve filtračním prostředí se podílejí bakterie, aktinomyce a mikromyce. Látkovou a energetickou přeměnu (metabolismus látek) tvoří syntéza látek a rozklad s uvolňováním energie (Šálek a kol., 2008)

3.6.1 Odstranění nerozpuštěných látek

Nerozpuštěné látky (NL) jsou v kořenových čistírnách odstraňovány velmi efektivně filtrace a sedimentací v rámci mechanického předčištění. Většina nerozpuštěných látek je zadržována v prvních metrech filtračních polí. To může, především při nedokonalém předčištění, vést k ucpávání lože a následnému povrchovému odtoku. Zanášení (kolmatace) filtračního lože má vliv na celkový čistící účinek, mohou (avšak nemusí) se objevit hygienické problémy (zápach, komáři).

3.6.2 Odstranění organických látek

Schopnost kořenových čistíren odstranění organických látek je velmi vysoká. Organické látky jsou primárně mikrobiálně rozkládány na jednodušší sloučeniny, které následně často absorbují rostliny a používají pro svůj růst. Mikrobiální rozklad organických látek ve

filtračním loži probíhá jak aerobně tak anaerobně. Při projektování kořenových čistíren je proto potřeba zajistit, aby se ve filtru v co nejoptimálnějším poměru nacházely oblasti jak s kyslíkem, tak bez. Původně se například předpokládalo, že kořeny jsou schopny dostatečně provzdušňovat celé filtrační lože. Novější výzkumy ovšem ukazují, že rozpuštěný kyslík se nachází pouze těsně pod povrchem a v bezprostřední blízkosti podzemních orgánů rostlin (Nivala a kol., 2013). Velká výhoda kořenových čistíren spočívá krom ekologických a ekonomických oblastí v tom, že jsou schopné čistit i odpadní vody s velmi nízkou vstupní koncentrací organických látek (Vymazal, 2009).

3.6.3 Odstranění fosforu

Odstraňování fosforu kořenovými čistírnami není příliš účinné. Uvádí se, že účinnost odstranění většinou nepřevyšuje 50 %. Fosfor je v kořenových čistírnách totiž odstraňován především srážením ve filtračním loži (případně také absorpcí rostlinami a následnou sklizní biomasy), a materiály, které jsou běžně využívány pro filtraci v kořenových čistírnách (kačírek, štěrk, drcené kamenivo) mají poměrně malou sorpční kapacitu. Schopnost odstraňování fosforu jde nicméně zvýšit použitím materiálů, které se vyznačují vysokou sorpcí - například kalcit (Vymazal, 2004).

3.6.4 Odstranění bakterií

Baktérie jsou z odpadních vod v kořenových čistírnách odstraňovány velmi efektivně. Uvádí se, že ve většině kořenových čistíren při čištění domovních a obecních splaškových vod je účinnost odstraňování koliformních a termotolerantních koliformních bakterií vyšší než 99 % a redukce fekálních streptokoků (enterokoků) převyšuje 95 % (Vymazal, 2009). Je sice složité určit přesný podíl zastoupení procesů, které se při odstraňování bakterií uplatňují, předpokládá se ale, že nejvíce se uplatňuje přirozený úhyn mikroorganismů. Kořenová čistírna totiž odpadní vodu zadržuje několik dní. Další vliv má aerobní prostředí v kořenové čistírně. Enterické bakterie jsou většinou striktně anaerobní a styk s kyslíkem je usmrcuje. V neposlední řadě hraje roli působení antibakteriálních látek vylučovaných kořeny mokřadních rostlin, predace a sedimentace (Vymazal, 2009)

3.6.5 Odstranění těžkých kovů:

Těžké kovy se do vody dostávají totiž nejčastěji z průmyslové výroby a splachu ulic z větších měst. Proto v odpadních vodách z malých sídel, které mohou být přečišťovány

kořenovými filtry, nepředstavují výrazný problém. Nicméně i tak je eliminace těžkých kovů v kořenových čistírnách poměrně vysoká a v průměru dosahuje 80 % (Vymazal, 2009). Největší část těžkých kovů (cca 90 %) je zadržena v sedimentu a v podzemních částech rostlin. V nadzemní biomase se nachází maximálně 10 % ze zachyceného množství, přičemž koncentrace těžkých kovů v listech a stoncích rostlin jsou jen mírně zvýšené oproti přirozeným lokalitám (Ye, 2012). Mezi faktory, které nejvíce ovlivňují zadržování těžkých kovů v KČOV, patří hlavně přítomnost rozpuštěného kyslíku ve filtračním loži, koncentrace organických látek, dusičnanů, železa a manganu v odpadní vodě.

4 BILANCE DUSÍKU V KOŘENOVÉM FILTRU

Dusík společně s fosforem patří mezi makrobiogenní prvky. Makrobiogenní jsou základní stavební prvky živých organismů. Nadměrné koncentrace těchto prvků podporují růst živých organismů. Nachází-li se zvýšené koncentrace dusíku a fosforu ve vodě, dojde k narušení přirozené rovnováhy ve vodním prostředí. Přísun nutrientů způsobí přemnožení vodních rostlin a řas. Ty pak ve vodě dýcháním výrazně sníží koncentraci kyslíku, svou biomasou omezují průchod světla pod hladinu nebo vytlačují pomaleji rostoucí druhy. Narušením rovnováhy dochází ke vzniku poruch ve funkci vodního ekosystému, což může vyústit až v zánik většiny organismů a nevratnému poškození vodního ekosystému.

Snaha o co nejefektivnější odstranění dusíku z odpadních vod vede ke zvýšenému zájmu o pochopení chemických reakcí, které probíhají v kořenových čistírnách. Každý proces odstranění dusíku má totiž svůj specifický průběh a je ovlivňován vnějšími faktory. Znalost těchto faktorů, návaznosti a vzájemného působení procesů vedoucím k odstranění dusíku pak napomáhá k vytváření efektivnějších technologických návrhů kořenových čistíren.

4.1 Dusík ve splaškové vodě

Zdrojem dusíku v domovních splaškových vodách jsou nejčastěji produkty metabolismu (exkrementy) a produkty lidské činnosti (zbytky jídel, prací a čistící prostředky) (Malý a Malá, 2006). Obsah dusíku v odpadní vodě je velmi pozorován, neboť se jedná o makrobiogenní prvek patřící mezi nutrienty. Nutrienty v odpadních vodách jsou minerální rozpuštěné, či nerozpuštěné látky, které využívají živé organismy k růstu. Dusík v odpadní vodě dále dělíme na organický a anorganický.

Organický dusík určujeme Kjeldahlovou metodou, při níž je kromě organicky vázaného dusíku počítáno i s amoniakálním dusíkem.

$$N_{Kj} = N_{org} + N-NH_3 + N-NH^+4$$

Hodnota průměrné produkce organicky vázaného dusíku na obyvatele je 12 – 16 g NKj.ob⁻¹.d⁻¹ a průměrná hodnota TKN (Total Kjeldahl nitrogen) je uváděna 40 mg•l⁻¹, z čehož vyplývá, že obsah amoniakálního dusíku se pohybuje mezi 24-28 mg•l⁻¹ (Kozelský, 2008)

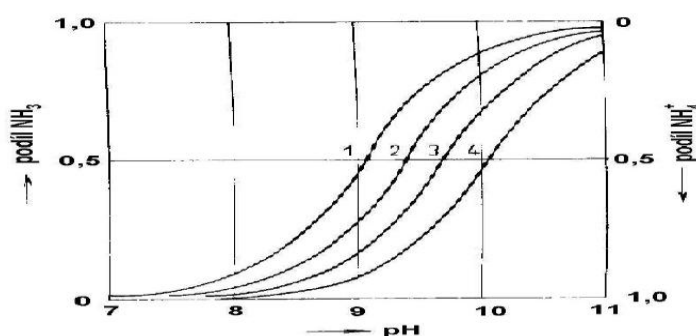
Organický dusík je v odpadní vodě nejčastěji nerozpuštěný a jeho největším zdrojem jsou bílkoviny obsažené ve zbytcích jídel a produktech metabolismu. Organický nerozpuštěný dusík lze dobře odstraňovat usazováním.

Amoniakální dusík je primární produkt rozkladu organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu. Amoniakální dusík ve splaškových vodách vzniká rozkladem močoviny, nebo rozkladem organické hmoty zvaným amonifikace. Jeho koncentrace se uvádí jako součet obou jeho forem a to:

Amoniakální dusík - disociovaný NH_4^+

Amoniakální dusík - nedisociovaný NH_3

Zastoupení obou forem amoniakálního dusíku závisí na pH a teplotě vody, jak je možno vyčíst z obrázku č. 6 (Obr. 6).



Obrázek 7 – Nelogaritmický diagram znázorňující závislost NH_3 a NH_4^+ na teplotě. Alkalické prostředí s vyšším počtem volných vodíkových iontů je poskytuje nedisociovanému amoniaku NH_3 a proto je jeho koncentrace ve vodě s nízkým a neutrálním pH nízká. Růst pH vede k odštěpování vodíkových iontů z NH_4^+ , které je urychleno teplotou prostředí, ve kterém tento rozklad probíhá. 1 – 30°C, 2 – 20°C, 3 – 10°C, 4 – 0°C [převzato z Kozelský, 2008].

Anorganický dusík se nachází ve splaškové vodě v podobě dusičnanu, který je díky denitrifikaci poměrně rychle redukován na N_2 a N_2O . Dále se v odpadní vodě nachází dusitany, které jsou meziproduktem redukce dusičnanů biochemickou oxidací amoniakálního dusíku, a proto se ve vodě vyskytují v nízkých koncentracích (Malý a kol., 2006).

4.2 Procesy odstraňování dusíku v kořenových čistírnách

Fyzikálně-mechanický proces filtrace, při kterém je organický koloidní/nerozložitelný materiál usazován v tělese kořenové čistírny a rozkládán amonifikací na amoniakální dusík.

Biologické odstranění dusíku probíhá za přítomnosti bakterií a rostlin a jeho hlavním cílem je rozklad amoniakálního dusíku na složky, které je možné snadno odstranit ze systému a snížit tak koncentraci dusíku na výtoku z kořenové čistírny. Baktérie rozkládají dusíkaté sloučeniny a přejímají jej pro svůj růst. Rostliny jsou schopny přijímat NH_4^+ a NO_3^- , který využívají pro svůj růst.

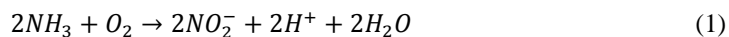
4.2.1 Amonifikace

Organické sloučeniny obsahují velké množství dusíku. Přesněji se dusík nachází v aminokyselinách. Amonifikace je rozklad aminokyselin na amoniakální dusík. Při amonifikaci dochází k velkému uvolňování energie, čehož využívají mikroorganismy pro svůj metabolismus. Nejrychleji probíhá amonifikace v horních vrstvách kořenového filtru, kde se nachází aerobním prostředí. Rychlost průběhu amonifikace se snižuje s hloubkou kořenového filtru a přechodem do prostředí fakultativně anaerobního až do zcela anaerobního prostředí. Autoři (Kadlec a kol., 1996) zjistili, že velká část (až 100%) organického dusíku je rozložena na amoniakální dusík, také prokázali, že amonifikace probíhá mnohem rychleji než nitrifikace (Reddy a kol., 1984).

4.2.2 Nitrifikace

Nitrifikace je biochemická oxidace amoniakálního dusíku na dusitany a dusičnany za pomoci chemolitotrofních bakterií. Nitrifikace je oxický proces a probíhá ve dvou stupních.

První stupeň nitrifikace se nazývá nitritace. Proces nitratce je popsán rovnicí (1). Průběh nitratce umožňují chemolitotrofní bakterie *Nitrosomonas* a *Nitrosococcus*. Tyto bakterie přijímají amoniakální dusík a kyslík. Při procesu nitratce se uvolní energie, kterou využijí bakterie. Výsledným produktem je dusičnan volné kationty vodíku a voda (Reddy a kol., 1984).



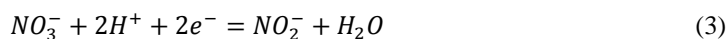
Druhým stupněm nitrifikace je nitratace. Proces nitratace popisuje rovnice (2). Nitratace probíhá díky bakteriím *Nitrobacter* a *Nitrocystis*.



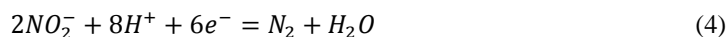
Z výše uvedených rovnic lze vyčíst, že proces nitrifikace vyžaduje velké množství kyslíku a uvolněné vodíkové ionty snižují pH. Na oxidaci jednoho molu amoniakálního dusíku na NO_3^- je potřeba 4 moly kyslíku, neboli na 1 g $N-NH_4^+$ je spotřebováno 4,75 g O_2 dle stechiometrických výpočtů. Skutečná spotřeba kyslíku je 4,33 g O_2 /g $N-NH_4^+$, neboť část dusíku je asimilována bakteriemi pro růst jejich biomasy (Malý a kol., 2006).

4.2.3 Denitrifikace

Denitrifikace je hlavním procesem způsobujícím odstranění dusíku z kořenového filtru je biochemická redukce dusičnanů na oxidy dusíku a dále na elementární dusík, který je v plynném skupenství odvětráván do ovzduší. Denitrifikace probíhá v anoxických podmínkách (kyslík se nachází pouze v dusičnanech) a za účasti chemoorganotrofních fakultativně anaerobních mikroorganismů. Proces denitrifikace je dvoustupňový. V první fázi dochází k redukci dusičnanů na dusitanů.



V druhé fázi dochází k redukci dusitanů na dusík, nebo oxid dusný.



Denitrifikace probíhá v rozsahu hodnot pH 6 – 9 s optimálním pH 7 – 8. Při hodnotě pH nad 7,3 převažuje tvorba N_2 a při nižších hodnotách pH vzniká N_2O . Redukce dusičnanů a dusitanů bakteriemi musí probíhat v přítomnosti organických látek, které jsou současně oxidovány.

4.2.4 Asimilace dusíku bakteriemi

Heterotrofní organismy žijící v kořenovém filtru asimilují (vstřebávají) amoniakální dusík. Schopnost poutat amoniakální dusík byla prokázána na zkušebních vertikálních kořenových čistírnách autorů (Sun a kol., 2005).

4.2.5. Asimilace dusíku rostlinami

Dusík je jedním ze základních stavebních prvků rostlin. Rostliny přijímají dusík ve formě amoniakálního dusíku a dusičnanového dusíku. Dusík se dostává do systému rostliny přes kořenový systém (Vymazal a kol., 2008).

4.3 Oxidačně-redoxní potenciál

Pro bližší poznání fungování systému kořenových čistíren je potřeba důkladně zmapovat průběh chemických reakcí, které v nich probíhají. Chemické reakce jsou nejčastěji souhrn dějů, při nichž probíhá výměna elektronů a změna napětí jednotlivých látek (Hillel a Hatfield, 2005). Napětí při chemických reakcích je označováno jako oxidačně-redukční potenciál. Redoxní potenciál nám umožňuje určit zastoupení jednotlivých látek v půdním prostředí. Chemické děje, které ovlivňují redoxní potenciál, jsou oxidace a redukce. Oxidace a redukce probíhají při většině biochemických změn v půdním prostředí.

Při procesech oxidace a redukce dochází k výměně elektronů mezi jednotlivými látkami. Oxidace je definována jako odstranění elektronu z elektronového obalu atomu nějaké látky. Látka, která elektron uvolní je označována jako elektronový donor či reduktant. Během oxidace je reduktant oxidován a zvýší své oxidační číslo. Redukce je definována jako příjem elektronu. Látka přijímající elektron je nazývána elektornový akceptor či oxidant. Během redukce je oxidant redukován a sníží své oxidační číslo. Tendence látek přijímat a darovat elektrony je vyjádřena redukčním potenciálem, či redoxním potenciálem (redukce-oxidace). Redoxní potenciál je ovlivňován afinitou elektronů v molekulách a koncentrací jednotlivých oxidantů a reduktantů (redoxních párů).

Reduktanty (elektronoví donoři) mokřadních půd jsou:

- Organická hmota a organické sloučeniny
- Redukované anorganické sloučeniny – NH_4^+ , Fe_2^+ , Mn_2^+ , S_2^- , CH_4 , H_2

Oxidanty (akceptoři elektornů) mokřadních půd jsou:

- Anorganické sloučeniny – O_2 , NO_3^- , MnO_2 , FeOOH , SO_4^{2-} , HCO_3^-

Oxidace i redukce musí probíhat zároveň. Elektrony, které jsou použity k redukci oxidačního čísla oxidantu, pocházejí z oxidace jiné látky.

Koncentrace všech oxidantů a reduktantů nám určuje hodnotu redoxního potenciálu (Eh).

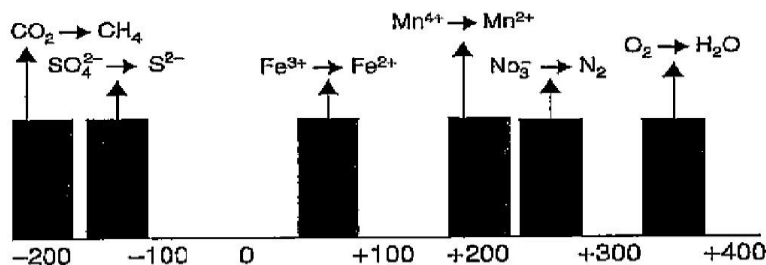
4.3.1 Vliv pH na redoxní reakce

Průběh redoxních reakcí je doprovázen přesunem elektronů, který vytváří elektrochemickou energii. Tato energie má jednotku milivoltů (mV) a udává hodnotu redoxního potenciálu. Zdrojem elektronů pro redoxní reakce jsou často vodíkové kationty. Koncentrace vodíkových kationtů udává pH prostředí (Hillel a Hatfield, 2005). Zvýšení koncentrace vodíkových iontů, které je důsledkem oxidačních procesů, zvýší pH a zároveň zvýší hodnotu redoxního potenciálu. Snížení koncentrace vodíkových kationtů a převládnutí redoxních dějů má za následek snížení redoxního potenciálu. V tabulce 1 jsou uvedeny typy redoxních podmínek, akceptoři elektronů a druhy metabolismů mikrobů dle intenzity redoxního potenciálu.

Anaerobní							Aerobní				Půdní prostředí
Silná redukce		Redukce			Částečná redukce		Oxidace				Redoxní podmínky
CO ₂	SO ₄ ²⁻	Fe ³⁺			Mn ⁴⁺	NO ₃ ⁻	O ₂				Akceptor elektronů
Anaerobní		Fakultativní					Aerobní				Mikrobiální metabolismus
-300	-200	-100	0	+100	+200	+300	+400	+500	+600	+700	Redoxní potenciál (mV)

Tabulka 1 – Závislost redoxního potenciálu na obsahu kyslíku a dalších látek v půdním prostředí.
Z tabulky lze vyčíst, že v anaerobním prostředí probíhají převážně redukční procesy při hodnotách redoxního potenciálu -300 až +350 mV. V aerobním prostředí probíhají převážně oxidační procesy při hodnotách redoxního potenciálu +350 až +800 mV. Nejčastějšími dárči elektronů jsou CO₂, SO₄²⁻ nebo Fe³⁺ a nejsilnějším příjmcem elektronů je O₂. [převzato a upraveno z Hillel a Hatfield, 2005]

V mokřadním prostředí se nachází několik specifických redoxních párů. Každý redoxní pár má svou kritickou hodnotu (obr. 7). Kritická hodnota je udávána intenzitou redoxního potenciálu a představuje napětí, při kterém se redoxní pár stává nestálým a dochází k redoxní reakci.



Obrázek 8 – Kritické hodnoty redoxního potenciálu pro redoxní páry v mokřadních prostředích. Na ose vidíme hodnoty redoxního potenciálu, při kterém se jednotlivé redoxní páry stávají nestabilními. [převzato z Hillel a Hatfield, 2005]

Oxidačně-redoxní procesy probíhající v mokřadním prostředí bývají limitovány nízkou koncentrací elektronových akceptorů (zejména O_2) při vysokém obsahu reduktantů. V půdách, které nejsou zaplaveny vodou a mají dobrou pórovitost je naopak přebytek oxidantů (vzdušný kyslík) a nedostatek reduktantů (Hillel a Hatfield, 2005).

Využitím měření redoxního potenciálu v horizontálním kořenovém filtru se zabýval kolektiv *Duška a kolegů* (Dušek a kol., 2008). Po dobu dvou let zaznamenával hodnoty redoxního potenciálu v horizontálním kontinuálně protékaném kořenovém filtru. Naměřené hodnoty redoxních potenciálů se pohybovaly v rozmezí -400 až +800 mV. Bylo zaznamenáno, že redoxní potenciál není stálý a v průběhu dne se výrazně mění. K nejvýraznějším změnám redoxního potenciálu docházelo převážně v horní vrstvě půdního filtru (0,2 m pod povrchem). Redoxní potenciál v horní vrstvě kořenového filtru se pohyboval v rozmezí -200 mV až 400 mV. Záporné hodnoty představovaly anoxické, čili anaerobní prostředí vzniklé rozkladem organické hmoty vypouštěné z rostlin. Kladné hodnoty představovaly prostředí aerobní, které vznikalo difuzí vzdušného kyslíku z kořenů rostlin a ze vzduchu. V hloubce 0,5 m pod povrchem kořenového filtru byly změny redoxního potenciálu méně intenzivní, neboť kyslík prostupoval pouze do horních vrstev filtru.

Určení oxidačně-redukčního potenciálu je výhodné pro aktuální zjištění koncentrací jednotlivých látek v půdním filtru.

4.4 Bilance dusíku v horizontálně protékaných filtrech

Odpadní voda přitékající do kořenového filtru bývá zpravidla mechanicky předčištěna. Z orientačních hodnot specifické produkce znečištění udávané v g/d na jednoho obyvatele dle ČSN 75 6402 vyplývá, že při primárním mechanickým čištění lze odstranit pouze 1 g/d dusíku. Množství 1 g/d z celkové produkce 11 g/d představuje 9,1 % dusíku v surové odpadní vodě.

Po primárním předčištění je voda rozváděna do kořenového filtru. Na základě pozorování horizontálního kořenového filtru autorů (Ding a kol., 2012) bylo zjištěno, že prvním procesem probíhajícím v kořenovém filtru je amonifikace. Závěr, že amonifikace, čímž rozumíme rozklad organických látek na amoniakální dusík, je prvním probíhajícím procesem, vyvodili ze značného poklesu koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě a z poklesu redoxního potenciálu. Amonifikace je pro mikroorganismy energeticky velmi

výhodná a má za následek skoro kompletní rozklad organických dusíkatých látek (Kadlec a kol., 1996, Reddy a kol., 1984).

Po rozkladu dusíkatých organických sloučenin výrazně vzroste množství amoniakálního dusíku. Amonifikace je aerobní proces, a proto je ve filtračním loži zcela vyčerpána koncentrace rozpuštěného kyslíku. Amoniakální dusík je z vody následně odstraňován procesy nitrifikace a následnou absorpcí rostlin.

Nitrifikace je stejně jako amonifikace aerobní proces. Jelikož při amonifikaci byl z filtračního lože vyčerpán kyslík je nutno jej pro úspěšný průběh nitrifikace do filtračního lože opět dodat. Kyslík se do filtračního lože dostává skrze kořenový systém rostlin a difuzí ze vzduchu. *Nivala a kolegové* (Nivala a kol., 2013) udávají, že difuze kyslíku z kořenových systémů rostlin do filtračního lože bývá většinou v rozmezí od 0,01 až 1,0 mg/m² za den. Z toho můžeme usoudit, že množství difundovaného kyslíku z kořenů rostlin není v porovnání s difuzí ze vzduchu příliš velký význam (Nivala a kol., 2013). Difuze kyslíku do horizontálně podpovrchově protékaného filtračního lože je pomalá (Brix, 1993). Autoři (Kadlec a kol., 2005) uvádí hodnotu difuze vzdušného kyslíku do horizontálního podpovrchově protékaného filtru 0,11 g/m² za den, která je řádově nižší než potře kyslíku přitékající odpadní vody. Vertikální kontinuálně protékaný filtr testovaný autory (Ye a kol., 2012) dodával do filtru 0,14 g/m² za den.

Jak již bylo výše zmíněno proces nitrifikace je značně omezen dostupností kyslíku. Bylo prokázáno, že v horizontálně protékaných filtrech je pro průběh nitrifikace nedostatečná koncentrace kyslíku (Vymazal, 2005). Nitrifikace totiž nemůže probíhat, pokud je koncentrace rozpuštěného kyslíku nižší než 0,5 mg/l (Zhu a kol., 1994). Těto či vyšší hodnoty je dosaženo pouze v bezprostřední blízkosti kořenového systému rostlin a v horním nasyceném pásmu filtračního pole na styku se vzduchem (Vymazal, 2005). Návrhem horizontální kořenové čistírny, která by byla schopna nitrifikovat, se zabýval (Platzner, 1998) a výsledkem jeho výzkumu byla návrhová hodnota plochy filtračního pole pro jednoho ekvivalentního obyvatele 5m²/l EO, což je naprosto nerealizovatelné.

Vertikální kořenové filtry na rozdíl od horizontálních mají mnohem lepší schopnost propouštění kyslíku do filtračního lože. Výjimkou je nasycený vertikálně protékaný kořenový filtr, který nedosahuje tak vysoké účinnosti jako kontinuálně protékané či impulzně plněné vertikální filtry. Kyslík se dostává do vertikálních filtrů v odpadní vodě, difuzí ze vzduchu a kořenovým systémem rostlin. Výzkum autorů (Ye a kol., 2012)

zaměřený na kyslík v kontinuálně protékaných vertikálních filtrech dokázal, že při zatížení 300 mm/d jsou vertikální filtry schopny pokrýt až 52,96% celkové potřeby kyslíku na odstranění znečištění. Z toho 99,90% kyslíku bylo dodáno difuzí ze vzduchu.

Díky dobrým schopnostem prostupu kyslíku do vertikálních kořenových filtrů není omezen proces nitrifikace. Vzhledem k vysokým koncentracím kyslíku dochází k amonifikaci v horních částech vertikálních filtrů cca do 40 cm pod povrch (Ye a kol., 2012). Snížením koncentrace organických sloučenin a stále dostatečnou koncentrací kyslíku v nižších vrstvách filtru dochází k procesu nitrifikace (Ye a kol., 2012).

Proces nitrifikace zvyšuje koncentraci dusičnanů v kořenovém filtru, které jsou krom absorpce rostlinami rozkládány na elementární dusík rozkládány denitrifikací. Pro průběh denitrifikace je nutné anaerobní prostředí. Značná část filtračního pole horizontálně protékaného kořenového filtru se vzhledem ke špatné propustnosti kyslíku nachází v anaerobní zóně. Horizontálně protékané filtry díky rozsáhlé anaerobní zóně rozkládají organické látky fermentací. Produkty fermentace jsou optimálním zdrojem uhlíku pro denitrifikační bakterie. Přítomnost anaerobní zóny a dobrý zdroj živin vytváří vhodné prostředí pro průběh denitrifikace. Problémem je nicméně nedostatek dusičnanů zapříčiněný neprobíhající nitrifikací v anaerobním prostředí. Během denitrifikace se totiž dále rozkládají produkty nitrifikace. U vertikálně protékaných filtrů se anaerobní zóna nachází u dna nádrže. Podmínkou denitrifikace je zdroj jednoduchých uhlíkatých látek, které využívají denitrifikační bakterie k redukci dusičnanů. Účinnost denitrifikace je ovlivněna poměrem koncentrace uhlíkatých organických látek ku dusíkatým na přítoku do kořenového filtru (Zhao a kol., 2010). *Zhao a kolegové* se zabývali vlivem koncentrace uhlíku a dusíku v odpadní vodě na proces denitrifikace. Bylo zjištěno, že pro nejefektivnější odstranění dusíku z odpadní vody je dosaženo, když poměr koncentrací uhlíku ku dusíku je 2,5:1 až 5:1 filtru (Zhao a kol., 2010).

Ze zhodnocení dlouhodobého provozu 10 vybraných horizontálně protékaných kořenových filtrů profesorem Vymazalem (Vymazal, 2009) vyplývá, že vzhledem k nedostatku kyslíku v horizontálně protékaných filtrech nejsou horizontálně protékané filtry schopny dosáhnout efektivního odstranění dusíku. Účinnost odstranění dusíku horizontálními kořenovými filtry se pohybuje v rozmezí 40-50 % (Vymazal, 2007). Zatímco vertikální kořenové filtry jsou schopny dosahovat účinností až 80 % (Chen a kol., 2008).

5 METODIKA MĚŘENÍ

Na základě předešlé rešerše jsem realizoval měření na kořenové čistírně pro obec Kotenčice. Vlastní měření probíhalo na čtyřech filtrech:

- Filtr A - plně nasycený vertikální **filtr** o rozměrech 8,2x8,4x1,35 m a ploše 69 m², na povrchu rozvinuta mokřadní vegetace (rákos obecný). Filtr je zapojený za horizontálním podpovrchově protékaným filtračním **polem** o rozměrech 17,2x8,4x1,4 m a plochou 144m². Rozdělovací potrubí – je použito přívádčí i rozvodné potrubí PP-HT DN 110, které je perforované pomocí prořezání příčných otvorů.

Komentář [k1]: Rozměry filtru

Komentář [k2]: Rozměry



Obrázek 9 - Filtr A, KČOV Kotenčice

- B – Pulzně skrápěný vertikální filtr o rozměrech 8,2x8,4x1,35 m a ploše 69 m² **zapojený** za horizontálním podpovrchově protékaným filtrem o rozměrech 8,51x8,35x1,41 a ploše 71 m² **osazený** řídkou jednoletou mokřadní vegetací (chrastice rákosovitá, kosatec žlutý, kyprej vrbice) rozvinutou pouze v blízkosti rozdělovacího potrubí. Oproti předchozímu filtračnímu poli se liší typem rozdělovacího potrubí – je použito odpadní potrubí PP-HT DN40, které je perforované prostřednictvím vyvrtaných kruhových otvorů na spodní straně. Průměr jednotlivých otvorů je 5,0 mm, vzájemná vzdálenost mezi otvory je 25 cm.

Komentář [k3]: Rozměr

Komentář [k4]: O rozměrech...



Obrázek 10 - Filtr B, KČOV Kotenčice

- H – Horizontální podpovrchově protékaný filtr s kontinuálním průtokem o rozměrech 8,51x8,35x1,41 a ploše 71 m². Na povrchu filtru byl hustě rozvinutý dvoulletý porost mokřadní vegetace (rákos obecný). Filtr H je sériově napojen před filtrem B. Odpadní voda byla rovnoměrně distribuována rozdělovacím potrubím v distribuční zóně. Rozdělovací potrubí – je použito potrubí PP-HT DN 40 s rovnoměrně rozmístěnými výtakovými otvory po vzdálenosti 50 cm.



Obrázek 11 - Filtr H, KČOV Kotenčice

- D – Pulzně skrápěný vertikální filtr o rozměrech 9,9x7,45x1,3m o ploše 76 m² osázený mokřadní vegetací (chrastice rákosová a kosatec žlutý). Rozdělovací potrubí – je použito potrubí PP-HT DN 110 jako příváděcí a DN 40 jako rozvodné potrubí, celý systém tvoří uzavřený okruh pro rovnoměrnou distribuci odpadní vody. Potrubí je perforované prostřednictvím vyvrtaných kruhových otvorů na spodní straně. Průměr jednotlivých otvorů je 5,0 mm, vzájemná vzdálenost mezi otvory je 25 cm.

Filtr D byl v plném provozu teprve posledních 14 dní před vlastním měřením. Předtím nebyl filtr zapojen po dobu jednoho měsíce. Doporučované denní zatížení filtru by mělo stejně jako u všech ostatních filtrů být 120 – 150 mm/den. Tento filtr byl v době měření zatížen dávkou 250 mm/den.



Obrázek 12 - Filtr D, KČOV Kotenčice

Měření jsem zaměřil na stanovení hodnot koncentrací a prostředí sledovaných při provozování kořenových filtrů. Sledoval jsem hodnoty koncentrací znečištění: CHSK, N-NH₄⁺, SO₄²⁻, N-NO₃⁻, O₂ a hodnoty fyzikálně-chemických charakteristik: ORP (mV), pH (-), Zákal (FNU) a teplota (°C). Měření fyzikálně-chemických charakteristik jsem prováděl pomocí ponorných sond v šachtách, koncentrace znečištění jsem zjišťoval rozбором odebraných vzorků z revizních šachet pomocí spektrofotometru a aplikací vzorků na senzor ionometru.

5.1 Zařízení použita pro měření:

- Spektrofotometr Hach-Lange, typ DR3900 - měření koncentrací CHSK, SO₄, NH₄ - pomocí kyvetových testů.
- 2x Multimetr Hach-Lange, typ HQ40D - měření ORP, pH, O₂, teplota - pomocí ponorných sond
- Ionometr Horiba, typ PAQUAtwin - měření NO₃-N aplikací vzorku na senzor
- Turbidimetr Hach-Lange, typ 2100Q is – měření turbidity vzorku



Obrázek 13 - Měřicí přístroje v horní části obrázku Spektrofotometr Hach-Lange, typ DR3900, v dolní části obrázku uprostřed Turbidimetr Hach-Lange, typ 2100Q is, po stranách 2x Multimetr Hach-Lange, typ HQ40D.

Vzorky jsem odebíral na nátok do kořenových filtrů z primárního předčištění a v revizních šachticích za každým sledovaným filtračním polem.

5.2 Postup měření:

Měření jsem rozdělil na dvě etapy. V každé etapě jsem provedl odběr a rozbor vzorků ze šachet. Během rozborů vzorků jsem prováděl měření pomocí sond. Rozbor koncentrace vzorků pomocí spektrofotometru byl časově náročný, proto jsem zvolil pouze dvě etapy měření. Avšak pro určení průměrné hodnoty koncentrací látek v jednotlivých odběrných bodech a vyhodnocení účinnosti jednotlivých filtračních systémů byl počet měření dostačující. Měření pomocí sond bylo v porovnání s rozbořem pomocí spektrofotometru

časově méně náročné. Měření pomocí sond jsem prováděl při každém odběru vzorků a během rozboru vzorků pro získání vyššího počtu hodnot.

6 VÝSLEDKY

Filtr	Revizní šachta měření	CHSK mg/l	N-NH ₄ ⁺ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	N-NO ₃ ⁻ mg/l	O ₂ mg/l	ORP mV	pH	Zákal FNU	Teplota °C
Přítok na filtry SUN OUT	1						-86	7,44		14
	2	181	22,9*	114	2	0,22	-186,9	7,54	109	13,6
	3					0,12	-189,6	7,41		13,4
	4	171	25,4*	37,8	4	0,06	-220,7	7,42	91,6	13,9
	5					0,03	-250,1	7,4		13
	6					0,51	-239,9	7,37		13
Odtok na filtru D KOT S17	7				5	0,3	-186,6	7,56	122	15,3
	1				7		-107,9	7,64		14,2
	2	60,2	11,9*	98	7	0,46	-111,9	7,82	21	13,7
	3					0,19	-118,1	7,87		13,7
	4	67,2	12,2*	18,8	11	0	-124,8	7,89	18,3	13,5
	5				12	1,26	-101,7	7,91	25,1	15,5
Odtok na filtru B KOT S11S	1					0,83	-7,5	7,64		14,6
	2	50,4	25,6*	69,4	3	0,58	-7,5	7,78	53,9	14,4
	3					0,83	-19,1	7,78		14,4
	4	53	25,9*	16,7	4	0,18	-199	7,83	46,7	14,6
	5						-238,4	7,74		
	6				7	1,81	-165,4	7,55	68,8	15,7
Odtok na filtru A KOT S7	1					0,03	-315	7,29		14,4
	2	91,5	32,6*	25,7	6	0,25	-266,7	7,31	92	14,3
	3						-320,7	7,7		14,8
	4	66,6	34,9*	41,8	3	0,01	-335,8	7,31	142	15,4
	5				4	0,7	-254,2	7,9	10,9	16,3
	6									
Odtok z filtru H KOT S9	1									
	2	149	27,8*	29,7	4	0,37	-303,7	7,34	63,7	14,3
	3									
	4	147	29,8*	29,7	3	0,51	-304,9	7,29	60,1	14,2
	5				4	0,45	-329,7	7,4	19,5	15,4
	6									

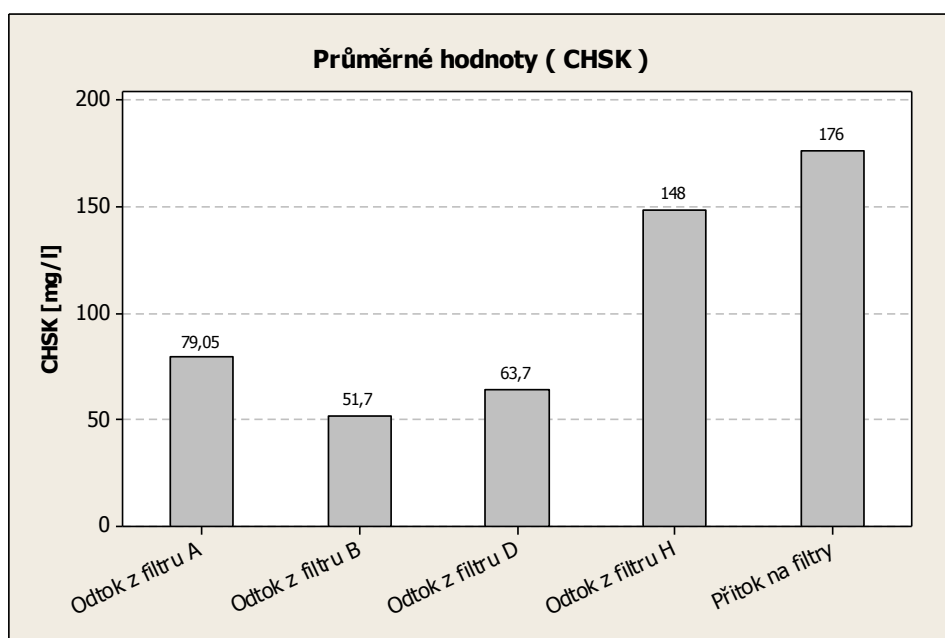
Tabulka 2 - Hodnoty naměřené na KČOV Kotenčice

* Hodnota mimo rozsah kvetového testu

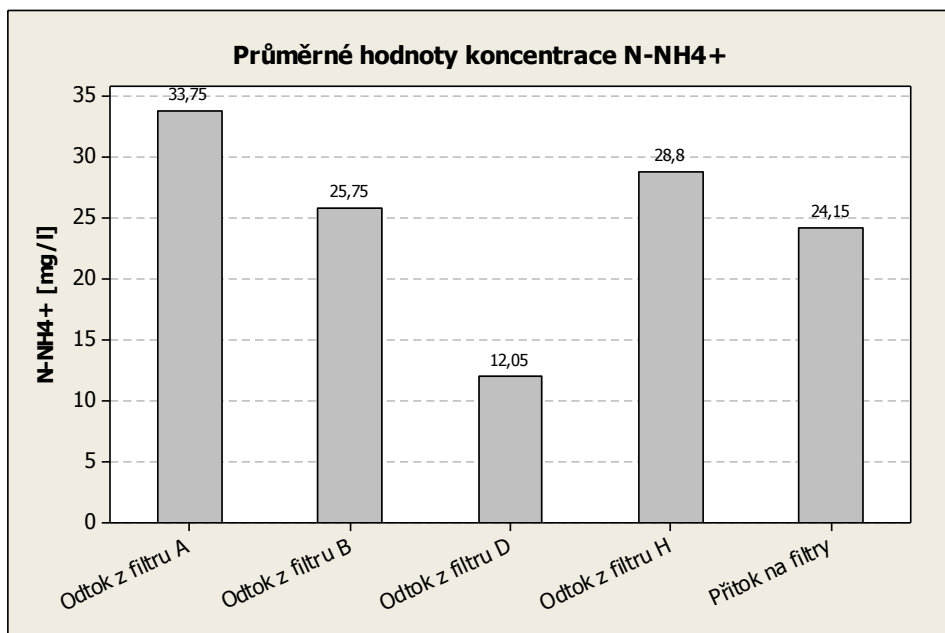
** efektivita odstranění je udávána v procentech; vzorec pro výpočet: $(c_0 - c_1) / c_0 \cdot 100$; c0 - vstupní koncentrace, c1 - koncentrace na výtok

Tabulka číslo 2 prezentuje hodnoty naměřené na kořenové čistírně odpadních vod v Kotenčicích. Všechna měření jsou rozdělena dle typu filtru a šachtice, ze které byl prováděn odběr. Sloupec „měření“ chronologicky řadí jednotlivá měření. Při měření číslo 2 a 4 jsem provedl měření všech sledovaných hodnot a odběr vzorků k vyhodnocení. Některé hodnoty nebyly naměřeny kvůli časové náročnosti experimentu.

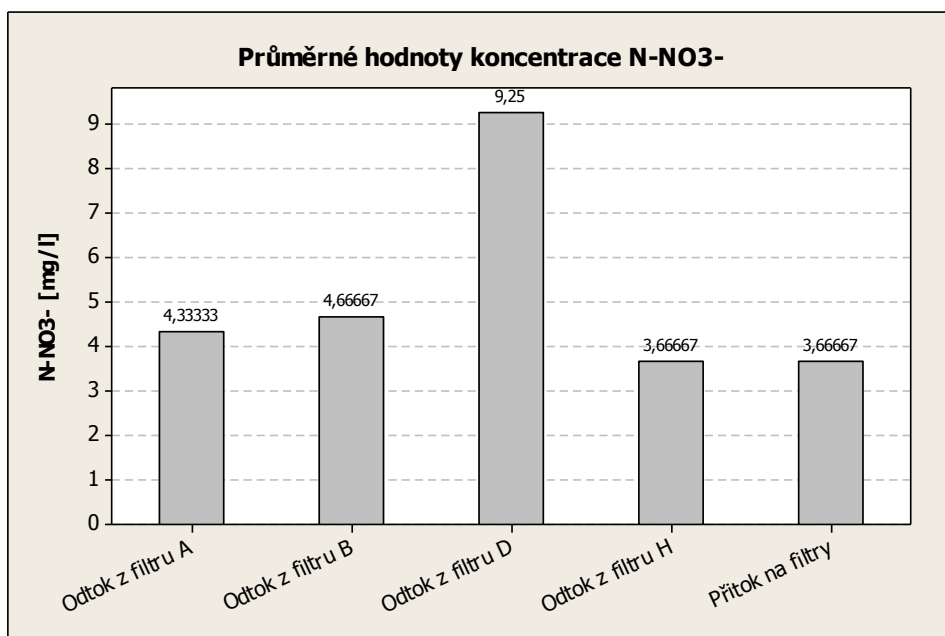
V tabulce efektivity odstranění v procentech uvádím, jaká část koncentrace na přítoku byla odstraněna, případně o kolik procent byla navýšena.



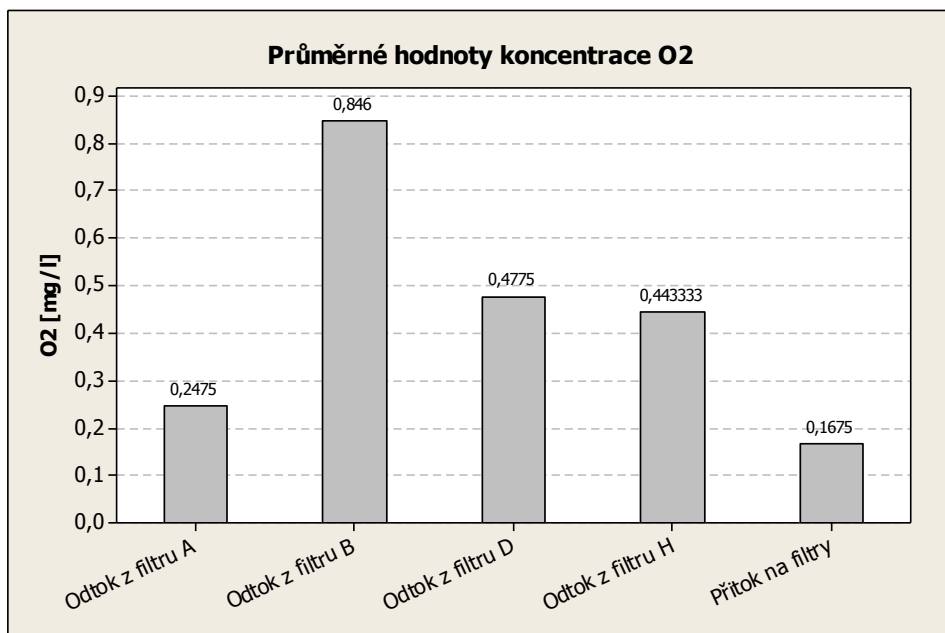
Obrázek 14 – Graf průměrných hodnot CHSK



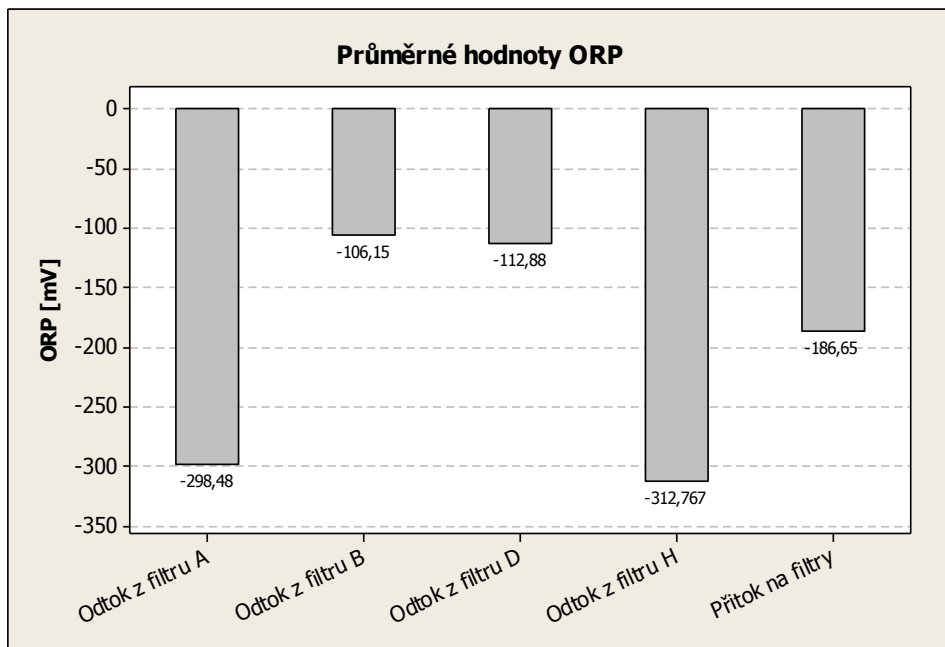
Obrázek 15 – Průměrné hodnoty koncentrace amoniakálního dusíku



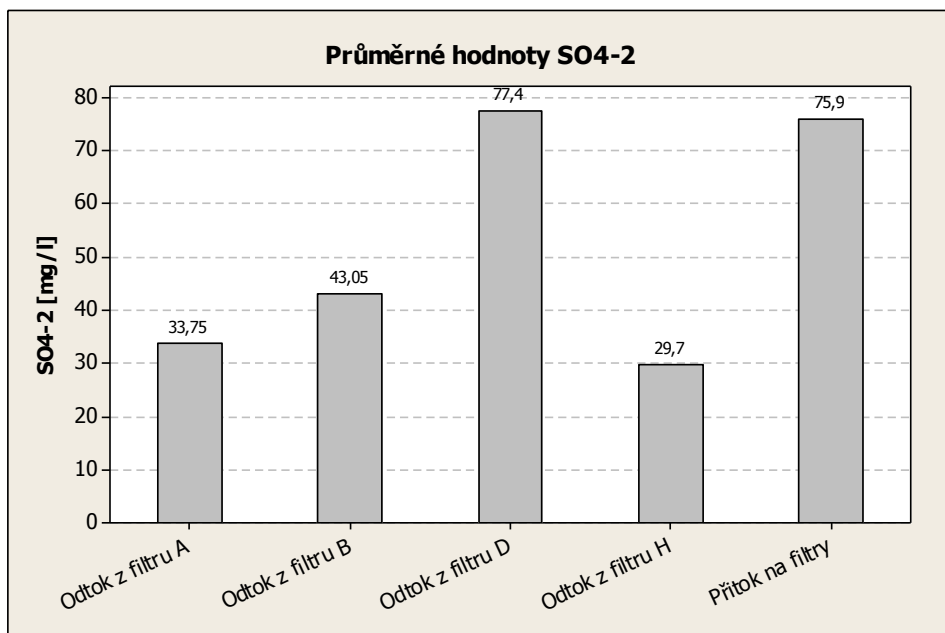
Obrázek 16 – Průměrné hodnoty koncentrace dusičnanového dusíku



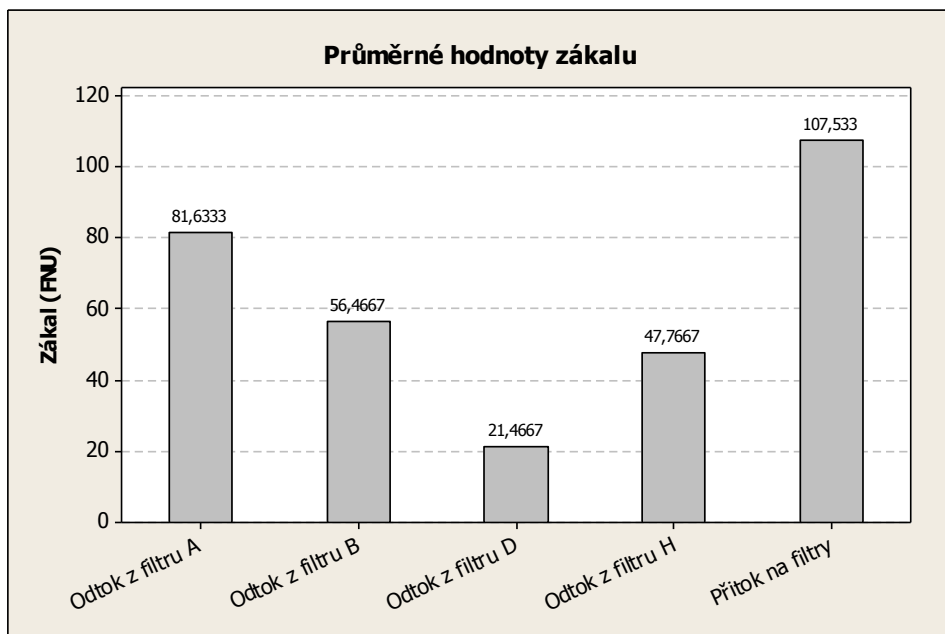
Obrázek 17 – Průměrné hodnoty koncentrace kyslíku



Obrázek 18 – Průměrné hodnoty redoxního potenciálu



Obrázek 19 - Průměrné hodnoty sířičitanů



Obrázek 20 – Průměrné hodnoty zákalu

7 DISKUZE

CHSK reprezentuje míru znečištění vody organickými a oxidovatelnými anorganickými látkami [6]. Hodnota CHSK udává celkovou koncentraci kyslíku potřebnou pro úplné odstranění oxidovatelných látek [6]. CHSK společně s BSK jsou hlavní parametry znečištění, na které jsou navrhovány čistírny odpadních vod. Množství vypouštěného znečištění z čistíren odpadních vod je dáno nařízením vlády č. 23/2011. Čistírna obce Kotečnice je navržena na 250 EO, což ji řadí dle nařízení vlády do kategorie čistíren odpadních vod do 500 EO. Pro tuto kategorii je přípustná hodnota $CHSK_{Cr}$ na odtoku 150 mg/l (NV č. 23/2011). Naměřená hodnota CHSK odpadní vody po primárním mechanickém stupni čištění dosahovala průměrné hodnoty 176 mg/l $\sigma=12,5$. CHSK jsem stanovoval spektrofotometricky pomocí kyvetových testů, které jsem analyzoval v přístroji Hach-Lange, typ DR3900. Ve všech mnou pozorovaných revizních šachtách byly koncentrace CHSK přípustné pro vypouštění odpadní vody z ČOV splněny. Za mnou sledovanými filtračními poli následovala ještě jedna sériově zapojená řada kořenových filtrů napojená na stabilizační nádrž, ze které tekla upravená odpadní voda do recipientu. Z toho lze usuzovat výbornou kvalitu upravené odpadní vody. Nejvyšší průměrné efektivity odstranění CHSK bylo dosaženo na filtru B (70,6 %), následoval filtr D (65,8 %) a filtr A (55,3 %). Kombinace filtrační jednotky B, která se skládá z horizontálně protékaného a vertikálního impulzně plněného filtru tedy nedosahuje průměrné efektivitu odstranění CHSK jako obdobné systémy ve světě 78-96% (Meng a kol., 2014). Nižší účinnost filtrů B byla pravděpodobně způsobena technologickým odstavením filtru nacházejícího se mezi horizontální a vertikální jednotkou v sérii filtrů B. Tento odstavený filtr má stejné parametry jako horizontálně protékaný filtr H, tudíž filtr H byl dvojnásobně zatížen. Toto dvojnásobné zatížení se pravděpodobně projevilo na účinnosti filtru, která činila pouze 15,9%, a to i přes to, že horizontální filtry jsou za běžných provozních podmínek schopny odstraňovat CHSK podstatně efektivněji (cca 75%) (Vymazal, 2005). Znalost koncentrace CHSK v odpadní vodě tekoucí z filtru H mi umožnila spočítat průměrnou efektivitu odstranění CHSK ve vertikálním filtru série B. Ta dosáhla 65,1%. Účinnost vertikálního pole v sérii B a vertikálního pole D dosáhly účinnosti odstranění CHSK 65,1% a 65,8%, která je obdobná jako na skupině vertikálních filtrů testovaných týmem Zhao a kolegů (Zhao a kol., 2010). Třebaže účinnost vertikálního filtru D ve své kategorii patřila mezi průměrné, je třeba si uvědomit, že filtrační pole D bylo zatíženo téměř dvojnásobnou dávkou odpadní vody. Z toho důvodu předpokládám, že kdyby byl filtr zatížen méně,

vykazoval by lepší čistící vlastnosti než je pro tento typ filtru obvyklé. Menší zatížení filtračního pole by snížilo spotřebu kyslíku, což by teoreticky vedlo ke zvýšení efektivity v odstraňování CHSK. Snížili bychom na výtok z filtru D koncentraci CHSK o 50 %, dosáhli bychom účinnosti 83,4%. Také je nutno brát v potaz skutečnost, že filtrační pole D je v provozu po dobu dvou týdnů a předtím bylo mimo provoz po dobu jednoho měsíce. Autoři *Samsó a García* (Samsó a García, 2013) se ve svém výzkumu zabývali vývojem mikroorganismů ve filtračním poli po zapojení filtračního pole a jejich vlivu na účinnost kořenové čistírny. Doba, za kterou heterotrofní bakterie plně kolonizují filtrační zónu je dle jejich výzkumu přibližně 80 dní (Samsó a García, 2013). Vzhledem k tomu, že filtrační pole D je v provozu pouze 1/5 doby potřebné k dosažení maximální účinnosti, lze i z tohoto pohledu očekávat postupný nárůst účinnosti. S ohledem na všechny předem uvedené skutečnosti by mohl vertikální filtr D dosáhnout 94,6% efektivity odstranění CHSK, jako technologicky stejný vertikální filtr, uvedený v článku *Luederitze a kolegů* (Luederitz a kol., 2001). Tato čistící schopnost by převyšovala účinnost horizontálních kořenových filtrů až o 20 %, které obvykle dosahují hodnot účinnosti kolem 75 % (Meng a kol., 2014)

Nařízení vlády č. 23/2011 kromě CHSK také vyžaduje kontrolu nerozpustných látek. Odstranění nerozpuštěných látek je zejména záležitostí primárního - mechanického stupně čištění odpadní vody, které musí být pro bezproblémový provoz kořenové čistírny kvalitně navrženo (Křiška a Rozkošný, 2012). Koncentrace dusíku a fosforu v odpadní vodě pro obce do 500 EO nejsou nařízením vlády č. 23/2011 nijak sledovány. Tato skutečnost má za následek výrazně častější provozování horizontálních kořenových čistíren v České republice, které mají dobré vlastnosti odstranění CHSK a BSK, ale schopnost odstraňovat dusík je u nich nízká (Vymazal, 2005).

Hlavní výhodou vertikálních kořenových čistíren v porovnání s horizontálními je právě schopnost odstraňovat dusík z odpadní vody při nízkých nárocích na plochu. Tuto skutečnost lze prokázat z hodnot získaných v rámci mého měření na kořenové čistírně v Kotečicích. Amoniakální dusík tvoří významnou část celkového dusíku sledovaného na výtok z ČOV. Z hodnoty koncentrace amoniakálního dusíku společně s hodnotou dusičnanového dusíku lze vyčíst schopnost kořenového filtru nitrifikovat a odstraňovat dusík. Koncentrace amoniakálního dusíku byly měřeny pomocí kyvetových testů ve spektrofotometru. Pro přípravu vzorku ke spektrofotometrii byly použity kyvetové testy LCK302 sloužící pro rozbor amoniakálního dusíku v koncentracích 47-130mg/l N-NH_4^+ .

Bohužel všechny výsledné koncentrace amoniakálního dusíku vyšly nižší než je rozsah kyvetového testu. Tato skutečnost snižuje vypovídající hodnotu naměřené koncentrace amoniakálního dusíku. V kombinaci s naměřenými hodnotami koncentrace dusičnanového dusíku a redoxního potenciálu lze získat dobrý přehled o schopnosti vertikálního filtru odstranit dusík. Z obrázku (obr. 15) lze vyčíst, že zatímco u vertikálního filtru D koncentrace amoniakálního dusíku oproti koncentraci amoniakálního dusíku v přitékající předčištěné odpadní vodě klesla, u všech ostatních filtrů byl zaznamenán nárůst. Nárůst koncentrace amoniakálního dusíku ve filtrech H, B a A byl s nejvyšší pravděpodobností způsoben procesem amonifikace. Během amonifikace je rozkládán organický dusík za přítomnosti kyslíku a heterotrofních bakterií na amoniak. Při amonifaci je spotřebována značná část kyslíku. U filtru D došlo k výraznému snížení koncentrace amoniakálního dusíku. Toto snížení koncentrace amoniakálního dusíku na filtru D bylo důsledkem procesu nitrifikace, který přeměňuje amoniak na dusičnan. Pro proces nitrifikace je nutná přítomnost nitrifikačních bakterií, amoniak a koncentrace dusíku vyšší jak 0,5 mg/l (Zhu a kol., 1994). Filtr D oproti ostatním filtrům vykazoval dvojnásobné snížení koncentrace amoniakálního dusíku, což potvrzuje skutečnost, že filtr D má mnohem lepší schopnost nitrifikace a tím i prostupu kyslíku do filtračního lože (Ye a kol., 2012). Opět je nutno si uvědomit, že filtr D byl dvojnásobně zatížen a i přesto byl schopen dodávat dostatečné množství kyslíku jak pro rozklad organických látek, tak i pro nitrifikaci dvojnásobného množství amoniaku.

Schopnost nitrifikace je u filtrů, které jsou nasyceny, vzhledem ke špatné prostupnosti kyslíku do filtračního lože všeobecně nízká. Nízká schopnost nasycených filtrů v sérii A přejímat kyslík z ovzduší koresponduje se špatným odstraněním CHSK (viz. obr. 13). Jak pro rozklad organických látek, tak i pro přeměnu amoniaku na dusičnany je totiž vyžadováno poměrně velké množství kyslíku. U filtrů v sérii B lze pozorovat očekávaný nárůst koncentrace amoniaku za filtrem H, a mírné snížení za vertikálním kontinuálně protékaným filtrem. U filtru H dochází k nízkému odstranění CHSK (obr. 13), což je způsobeno dvojnásobným zatížením vedoucím ke spotřebě kyslíku na rozklad organických látek před denitrifikací. Na vertikálním filtru v sérii B dochází k nitrifikaci a koncentrace amoniaku je snížena alespoň na hodnotu koncentrace amoniakálního dusíku na přítoku. Je nutno si uvědomit, že koncentrace amoniakálního dusíku nepředstavuje všechny dusík přitékající na filtry. Amoniak také vzniká oxidací organických látek – amonifikací. Z toho

plyne, že vertikální kontinuálně protékající filtr B je schopen z větší části odstranit CHSK a také zajistit nitrifikaci.

Schopnost nitrifikace jednotlivých filtrů je možné vyhodnotit dle koncentrací výsledného produktu nitrifikace - koncentrací dusičnanového dusíku. Podle identických naměřených hodnot koncentrace dusičnanového dusíku jak na vstupu, tak i na výstupu z filtru H (obr. 15) usuzují, že na filtru H nitrifikace probíhá pouze velmi omezeně. U filtrů A i B byl zaznamenán mírný nárůst koncentrace dusičnanového dusíku, jenž pokládám za důkaz slabé nitrifikace. Nejvýznamnější nárůst koncentrace dusičnanového dusíku byl zaznamenán za filtrem D. Dvojnásobná hodnota koncentrace dusičnanového dusíku očividně byla důsledkem intenzivně probíhající nitrifikace.

Kromě srovnání koncentrace dusičnanového dusíku a snížení koncentrace amoniakálního dusíku nám může pomoci při diagnostice filtračního lože hodnota oxidačně-redoxního potenciálu. Hodnota redoxního potenciálu nám říká, jaké redoxní prostředí ve filtru převládá. Na obrázku 17 (obr.17) jsou znázorněny hodnoty redoxního potenciálu. Za filtry A a H byly naměřeny velmi záporné hodnoty s průměrnou hodnotou -298,5 a -312,8 mV. Tyto hodnoty představují silně redukční prostředí. Vzhledem k tomu, že amonifikace a nitrifikace patří mezi oxidační procesy, lze usuzovat, že ve filtrech A a H byla nitrifikace velmi omezená. To koresponduje s nízkou schopností snížení koncentrace CHSK a amoniakálního dusíku. Třebaže průměrné hodnoty redoxního potenciálu za filtry B a D jsou také záporné -106,2 a -112,8, jsou hodnoty poměrně kladnější než u filtrů A a H. Z toho lze usuzovat, že průběh oxidačních procesů v těchto filtrech bude významnější a bude také korespondovat s lepší účinností v odstranění CHSK a amoniakálního dusíku.

Konečné odstranění dusíku z odpadní vody je zprostředkováno procesem denitrifikace následujícím po nitrifikaci. Při denitrifikaci je dusičnan redukován na elementární dusík či plynné oxidy dusíku. Redukce dusičnanu probíhá za přítomnosti bakterií a vhodného substrátu v anaerobních či anoxických podmínkách [7]. Podmínky vhodné pro denitrifikaci lze odvodit z koncentrace síranů. Síraný v anaerobním prostředí jsou redukovány při respiraci striktně anaerobních bakterií na sulfidy, jenž následně tvoří sirovodíky [7]. Prostředí a látky jsou jak pro redukci síranů, tak i pro denitrifikaci stejné. Z obrázku 18 (obr. 18) je patrné, že ve filtrech A, B a H jsou průměrné koncentrace síranů dvakrát nižší, než na přítoku. Dvě nejnižší hodnoty 29,7 mg/l a 33,75 mg/l u filtrů H a A jsou předpokládány vzhledem ke v předešlém textu dokázané špatné propustnosti kyslíku do

filtračního lože a silně redoxního prostředí. Špatná propustnost kyslíku má za následek vyšší obsah organického substrátu pro mikroorganismy v anaerobním prostředí vedoucí k redukci síranů na sirovodík. Mezi filtrem H a hodnotou za sérií filtrů B byl zaznamenán mírný nárůst koncentrace síranů, jenž byl způsoben oxidací sirovodíku. Dostane-li se sirovodík do aerobní zóny filtračního pole, může být oxidován chemoautotrofními i fotosyntetickými baktériemi na elementární síru nebo sírany [7]. Pouze za filtrem D byl zaznamenán nárůst koncentrace síranů. Nárůst koncentrace síranů indikuje, že v porovnání s ostatními filtry se ve filtru D nenachází rozsáhlá anaerobní zóna s dostatkem substrátu pro mikroorganismy. Nedostatek organického substrátu způsobený převažujícím rozkladem v oxické zóně a dobrá propustnost kyslíku do filtračního lože nevytváří dobré podmínky pro redukci síranů a hlavně denitrifikaci. Proto právě schopnost denitrifikovat lze považovat za slabou stránku vertikálních filtrů. Důkazem je prosté srovnání výsledků měření na dvojnásobně zatíženém filtru D, kdy koncentrace amoniakálního dusíku byla dvakrát nižší, než u ostatních filtrů. Dosáhl tedy v podstatě čtyřikrát nižší hodnoty koncentrace amoniakálního dusíku. Ve srovnání koncentrací dusičnanového dusíku na jednotlivých filtrech filtr D však dosáhl pouze dvakrát vyšší koncentrace dusičnanového dusíku. To opět při dvojnásobném přetížení, z čehož vyplývá, že filtr D dosahuje vyšší účinnosti v nitrifikaci, ale proces denitrifikace je srovnatelný s ostatními filtry.

Obrázkem 19 (obr. 19), zobrazujícím hodnoty zákalu, by se dala shrnout jednotlivá účinnost všech měřených sérií filtrů. Zákal, neboli turbidita, je definován jako snížení průhlednosti kapaliny způsobené přítomnými nerozpuštěnými látkami v roztoku [8]. Odpadní voda, která přitékala na filtry, měla průměrnou hodnotu zákalu 107,5 FNU. Senzoricky byla voda přitékající na filtry šedo-zelená a velmi zakalená kapalina. Voda odebraná za filtrem D měla průměrnou hodnotu zákalu 21,5 FNU. Senzoricky se jednalo o vodu čistou a na první pohled nezávadnou. Filtr B a A dosáhli průměrné hodnoty zákalu 56,5 a 81,6 FNU. Senzoricky voda z filtru A se jen mírně lišila od vody na přítoku, voda z filtru B sice obsahovala viditelný zákal, voda byla lehce bělavá až průzračná.

8 ZÁVĚR

Cílem mé práce bylo ověření účinnosti vertikálních kořenových čistíren. Provedením literární rešerše jsem získal rozsáhlý přehled o problematice kořenových čistíren u nás i ve světě. Měření dat k vyhodnocení jsem prováděl na kořenové čistírně odpadních vod v Kotečicích. Analýzou dat jsem prokázal vyšší účinnost pulzně plněného vertikálně protékaného filtru v porovnání se dvěma sériemi filtrů skládajících se z horizontálně a vertikálně protékaného pole. Série filtrů nasycených vodou dosáhla nejhorších výsledků. Série filtrů kontinuálně protékaných se blížila samostatnému vertikálnímu filtru, avšak za cenu dvojnásobné rozlohy filtru vertikálního.

9 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

9.1 Normy

1. ČSN 75 6402: Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel
2. ČSN EN 12566-1 (ČSN 756404): Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel - Část 1: Prefabrikované septiky
3. ÖNORM B 2505- Kläranlagen – Intermittierend beschickte Bodenfilter („Pflanzenkläranlagen“)
4. NV č. 23/2011

9.2 Literatura

1. ABOU-ELELA, Sohair I. a Mohamed S. HELLAL. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus. Ecological Engineering. 2012, vol. 47, s. 209-213. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.044>.
2. ABOU-ELELA, Sohair I., G. GOLINIELLI, Enas M. ABOU-TALEB a Mohamed S. HELLAL. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. Ecological Engineering. 2013, vol. 61, s. 203-322. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8580-2_5.
3. CHEN, Z.M., B. CHEN, J.B. ZHOU, Z. LI, Y. ZHOU, X.R. XI, C. LIN a G.Q. CHEN. A vertical subsurface-flow constructed wetland in Beijing. Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation. 2008, vol. 13, issue 9, s. 1986-1997. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cnsns.2007.02.009>.
4. DING, Yi, Xinshan SONG, Yuhui WANG a Denghua YAN. Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland. Ecological Engineering. 2012, vol. 46, s. 107-111. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.002>.
5. DUŠEK, Jiří, Tomáš PICEK, Hana ČÍŽKOVÁ, Jiří DUŠEK a Tomáš PICEK. Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. Ecological Engineering. 2008, vol. 34, issue 3, s. 77-84. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-90-481-9585-5_7.

6. HILLEL, Daniel a Jerry L HATFIELD. *Encyclopedia of soils in the environment*. 1st ed. Boston: Elsevier/Academic Press, 20052004, 4 v. ISBN 01234853474.
7. KADLEC, Robert H. a Scott D. WALLACE. *Treatment wetlands*. 2nd ed. Boca Raton: Taylor, c2009, 1016 s., [4] s. barev. obr. příl. ISBN 978-1-56670-526-4.
8. KADLEC, Robert H., Chris C. TANNER, Vera M. HALLY a Max M. GIBBS. Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed wetlands: Implications for treatment response. *Ecological Engineering*. 2005, vol. 25, issue 4, s. 365-381. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.009>.
9. KOZELSKÝ, Jiří. Minimalizace množství nutrientů a odpadních vod vypouštěných do povrchových vod: Minimising the quantity of nutrients and wastewater discharged into surface water. 2008. (Dostupné z: http://www.fce.vutbr.cz/veda/juniorstav2008_sekce/pdf/3/Kozelsky_Jiri_CL.pdf [15.5.2014])
10. KRISKA, M.: Odstraňování amoniaku, *Čištění odpadních vod v horských oblastech*, Ostravice, 2014
11. KRIŠKA, Michal a Miloš ROZKOŠNÝ. Jak na kořenovou čistírnu v obci. *Veřejná správa*. 2012, č. 14.
12. LUEDERITZ, Volker, Elke ECKERT, Martina LANGE-WEBER, Andreas LANGE a Richard M GERSBERG. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 2001, vol. 18, issue 2, s. 157-171. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574\(01\)00075-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574(01)00075-1).
13. MALÝ, Josef, Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody*. Brno: Vysoké učení technické, Fakulta stavební, 2006, 108 s.
14. MENG, Panpan, Haiyan PEI, Wenrong HU, Yuanyuan SHAO a Zheng LI. How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology*. 2014, vol. 157, s. 316-326. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.095>.
15. MOSHIRI, Gerald A. *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton: Lewis Publishers, c1993, 632 p. ISBN 08-737-1550-0.
16. NIVALA, Jaime, Scott WALLACE, Tom HEADLEY, Kinfe KASSA, Hans BRIX, Manfred van AFFERDEN a Roland MÜLLER. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*. 2013, vol. 61, s. 544-554. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.028>.

17. REDDY, K. R., W. H. PATRICK, F. E. BROADBENT, D R KEENEY a K L SAHRAWAT. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. C R C Critical Reviews in Environmental Control. 1984, vol. 13, issue 4, s. 15-38. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-4428-2_2.
18. SAMSÓ, Roger, Joan GARCÍA, Jaume PUIGAGUT, Aracelly CASELLES-OSORIO, Nuria VAELLO a Joan GARCÍA. Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. Science of The Total Environment. 2013, 461-462, s. 289-297. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8235-1_25.
19. ŠÁLEK, Jan. *Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod*. 1. vyd. Praha: Informační centrum ČKAIT, 2006, 283 s. ISBN 80-867-6974-7.
20. VYMAZAL, Jan. *Kořenové čistírny odpadních vod*, ENKI Třeboň (2004), 14 str.
21. VYMAZAL, Jan a Lenka KRÖPFLOVÁ. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering. 2005, vol. 25, issue 5, s. 11-91. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8580-2_2.
22. VYMAZAL, Jan. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of The Total Environment. 2007, vol. 380, 1-3, s. 48-65. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016>
23. VYMAZAL, Jan. *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. New York: Springer, 2008, p. cm. ISBN 978-140-2085-796.
24. VYMAZAL, Jan. *Kořenové čistírny odpadních vod a jejich využití pro různé druhy odpadních vod*, Sborník semináře Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech (GAČR 206/06/0058)
25. (2008), ENKI, Třeboň, str. 5-27
26. VYMAZAL, Jan. *Kořenové čistírny odpadních vod: Dvacet let zkušeností v České republice*, Vodní hospodářství 4/2009, str. 113-118.
27. VYMAZAL Jan. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic, Ecological Engineering, Volume 37, Issue 1, January 2009, Pages 54-63, ISSN 0925-8574, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.028>.
28. VYMAZAL Jan, Lenka KRÖPFLOVÁ, A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation, Ecological

- Engineering, Volume 37, Issue 1, January 2011, Pages 90-98, ISSN 0925-8574, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.004>.
29. WU, Shubiao, Peter KUSCHK, Hans BRIX, Jan VYMAZAL a Renjie DONG. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. Water Research. 2014, vol. 57, issue 1, s. 40-55. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.020>.
 30. YE, Jianfeng, Liang WANG, Dan LI, Wei HAN a Chao YE. Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. Ecological Engineering. 2012, vol. 41, s. 8-12. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.015>.
 31. ZHAO, Yong Jun, Bo LIU, Wen Guang ZHANG, Yan OUYANG a Shu Qing AN. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. Bioresource Technology. 2010, vol. 101, issue 6, s. 1693-1700. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.002>.
 32. ZHU, T, Peter KUSCHK, Hans BRIX, Jan VYMAZAL a Renjie DONG. Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands: A nitrogen and organic matter targeted review. Water Science and Technology. 1995, vol. 32, issue 3, s. 219-228. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00623-0](http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(95)00623-0).

9.3 Internetové zdroje

- [1] <http://www.rybarstvi.eu/dok%20rybari/anionty.pdf> [14.5.2014]
- [2] http://cs.wikipedia.org/wiki/Chrastice_r%C3%A1kosovit%C3%A1#mediaviewer/Soubor:Phalaris_arundinacea_2.jpg [16.5.2014]
- [3] <http://www.kcov-rostliny.cz/Bahennirostliny.php> [16.5.2014]
- [4] <http://invenio.nusl.cz/record/133380?ln=cs> [16.5.2014]
- [5] http://www.bio.brandeis.edu/fieldbio/medicinal_plants/pages/Common_Cattail.html [16.5.2014]
- [6] http://cs.wikipedia.org/wiki/Biochemick%C3%A1_spot%C5%99eba_kysl%C3%ADku

[29.5.2014]

[7] http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/03/03.htm [29.5.2014]

[8] <http://www.novotny-atrima.com/podpora.html> [29.5.2014]

10 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

CHSK – Chemická spotřeba kyslíku

ČOV – Čistírna odpadních vod

KČOV – Kořenová čistírna odpadních vod

ORP – Oxidačně redoxní potenciál

11 SEZNAM PŘÍLOH

1. CD s elektronickou kopií bakalářské práce
2. Zadání bakalářské práce